Utilisation par l'avifaune des emprises autoroutières du sud du Québec faisant l'objet d'une gestion écologique de la végétation

Luc Bélanger, Benoît Jobin, Gaston Lacroix et Yves Bédard

Région du Québec, 2006
Service canadien de la faune
Direction de la conservation de l'environnement

Série de rapports techniques numéro 388

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

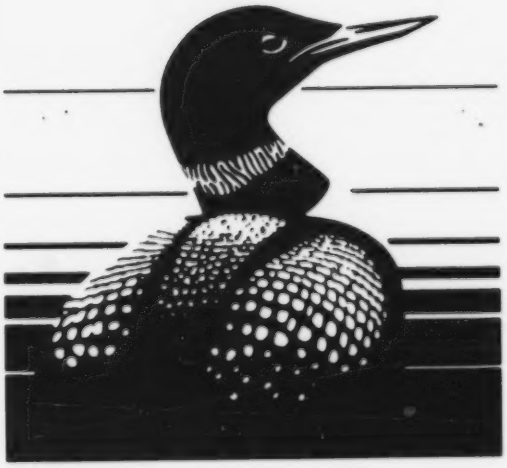
Canada

106-07212/

Utilisation par l'avifaune des emprises autoroutières du sud du Québec faisant l'objet d'une gestion écologique de la végétation

Luc Bélanger, Benoît Jobin, Gaston Lacroix et Yves Bédard

Région du Québec, 2006
Service canadien de la faune
Direction de la conservation de l'environnement



Série de rapports techniques numéro 388

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES DU SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports donnant des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF) a démarré en 1986. L'objet de ces rapports est de promouvoir la diffusion d'études s'adressant à un public restreint ou trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou l'une des séries du SCF.

Ordinairement, seuls les spécialistes des sujets traités demandent ces rapports techniques. Ces documents ne sont donc produits qu'à l'échelon régional et en quantités limitées; ils ne peuvent être obtenus qu'à l'adresse figurant au dos de la page titre. Cependant, leur numérotage est effectué à l'échelle nationale. La citation recommandée apparaît à la page titre.

Ces rapports se trouvent dans les bibliothèques du SCF et figurent aussi dans la liste de la Bibliothèque nationale du Canada utilisée dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur en fonction du public visé, avec un résumé dans la deuxième langue officielle. **En vue de déterminer si la demande est suffisamment importante pour produire ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préférée. Il faut envoyer les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle à l'adresse indiquée au verso de la page titre.**

TECHNICAL REPORT SERIES
CANADIAN WILDLIFE SERVICE

This series of reports, established in 1986, contains technical and scientific information from projects of the Canadian Wildlife Service. The reports are intended to make available material that either is of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series.

Demand for these Technical Reports is usually confined to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities; they can be obtained only from the address given on the back of the title page. However, they are numbered nationally. The recommended citation appears on the title page.

Technical Reports are available in CWS libraries and are listed in the catalogue of the National Library of Canada in scientific libraries across Canada. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience, with a résumé in the second official language. **To determine whether there is significant demand for making the reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.**

CHOIX ENVIRONNEMENTAL · ENVIRONMENTAL CHOICE

Ce document est imprimé sur le papier certifié par Éco-Logo™.

Utilisation par l'avifaune des emprises autoroutières du sud du Québec faisant l'objet d'une gestion écologique de la végétation

Luc Bélanger [1]
Benoît Jobin [1]
Gaston Lacroix [1]
Yves Bédard [2]

Série de rapports techniques numéro 388
2006

[1] Environnement Canada, Direction de la conservation de l'environnement, Service canadien de la faune, 1141, route de l'Église, C. P. 10100, Sainte-Foy (Québec) G1V 4H5
[2] Ministère des Transports du Québec, Service des inventaires et des plans, Direction de la Capitale-Nationale, 475, boulevard de l'Atrium, 4e étage, Québec (Québec) G1H 7H9

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2006.
N° de catalogue CW 69-5/388F
ISBN 0-662-87619-9

Le présent rapport peut être cité de la façon suivante :

BÉLANGER, L., B. JOBIN, G. LACROIX et Y. BÉDARD. 2006. Utilisation par l'avifaune des emprises autoroutières du sud du Québec faisant l'objet d'une gestion écologique de la végétation. Série de rapports techniques, n° 388, Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy, xii+ 86 pages et annexes.

Pour obtenir un exemplaire du présent rapport, veuillez écrire à l'adresse suivante :

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141, route de l'Église, C.P. 10100
Sainte-Foy (Québec) G1V 4H5

RÉSUMÉ

Les emprises autoroutières sont des éléments importants des paysages dominés par l'humain. Bien qu'elles soient reconnues pour servir de refuge dans certains paysages pour des espèces animales et végétales particulières, et parfois même en péril, c'est en général l'un des habitats les moins bien documentés en termes de contribution globale à la conservation de la diversité faunique et floristique. Cependant, comme elles représentent plusieurs milliers d'hectares d'habitats disponibles dans un environnement de plus en plus hostile, on cherche maintenant à accroître leur valeur pour la biodiversité grâce à une modification de la gestion traditionnelle de leur végétation.

Dans le cadre du suivi écologique du projet pilote de gestion écologique des emprises autoroutières mis en oeuvre par le ministère des Transports du Québec en 1999, la présente étude, d'une durée de trois ans, visait à documenter l'utilisation des emprises autoroutières par l'avifaune et à évaluer l'incidence sur cette dernière d'une réduction de la fréquence de tonte de la végétation des emprises le long de trois tronçons d'autoroute expérimentaux, situés respectivement en paysage agricole intensif (Saint-Hyacinthe), agroforestier (Cap-Santé) et périurbain (Val-Bélair). Les objectifs de cette étude étaient plus particulièrement:

1. de décrire l'utilisation faite par les oiseaux, au cours de trois saisons différentes (printemps, été et automne), des emprises autoroutières selon leurs caractéristiques biophysiques et le type d'habitats adjacents (rives);

2. d'évaluer la réaction de l'avifaune à une réduction de la fréquence de tonte des diverses unités des emprises autoroutières et des habitats adjacents dans trois types de paysages de la vallée du Saint-Laurent (Québec, Canada);

3. de décrire plus en détails le comportement des principales espèces aviaires présentes, afin de les utiliser à titre d'indicateurs des changements qui se produiront au fil du temps dans la communauté aviaire des emprises soumises à une nouvelle gestion écologique.

Au total, 8368 oiseaux appartenant à 74 espèces ont été observés au cours de l'étude, soit 2432 individus (61 espèces) pour le site à l'étude situé en paysage agroforestier, 3951 individus (37 espèces) pour celui en paysage agricole intensif et 1985 individus (35 espèces) pour celui en paysage périurbain. L'Étourneau sansonnet et le Carouge à épaulettes représentaient 57 % de toutes les observations. D'une manière générale, l'avifaune du site en paysage agricole intensif diffère de celle des deux autres sites, autant par sa composition que par l'abondance des espèces qui s'y trouvent. L'utilisation des emprises par les oiseaux varie selon les saisons, l'avifaune étant plus diversifiée au printemps et plus abondante à l'automne. L'abondance des oiseaux et la diversité des espèces sont plus grandes dans la rive que dans l'emprise. Toutefois, les communautés aviaires des rives et des emprises sont peu distinctes.

C'est dans l'accotement vert (près de la chaussée pavée) que la diversité aviaire est la plus faible et dans la berge (adjacente à la rive) qu'elle est la plus élevée. Pour sa part, le nombre d'individus était plus élevé dans le talus et dans la berge que dans l'accotement vert et dans le fossé; il augmentait du printemps à l'automne au site en paysage agricole intensif, mais diminuait

à celui en paysage périurbain. La grande diversité présente dans les emprises s'expliquait en partie par la couverture de la strate arbustive du fossé et était associée négativement à l'obstruction de la végétation herbacée du talus. L'abondance moyenne des oiseaux observés dans les emprises diminuait avec une augmentation du couvert arbustif dans la berge, mais était associée positivement avec l'épaisseur de la litière dans le fossé. Par ailleurs, une analyse de régression multiple, à partir des caractéristiques biophysiques les plus facilement mesurables sur le terrain, indique que la largeur des diverses unités de gestion est une bonne variable pour prédire de façon générale l'abondance et la diversité de la communauté aviaire des emprises.

Certaines espèces affichaient des comportements distincts selon l'unité de gestion qu'elles utilisaient. Les espèces omnivores qui s'alimentent typiquement au sol fréquentaient les accotements verts pour s'alimenter, mais elles exhibaient des comportements associés à la nidification dans les fossés et les berges. Les espèces qui s'alimentent dans les strates végétales basses utilisaient les fossés pour se déplacer et s'alimentaient dans les berges.

Ainsi, les résultats de cette étude indiquent que les emprises autoroutières du sud du Québec ne constituent pas pour les oiseaux un habitat unique et différent de ceux du milieu traversé, mais elles représentent cependant un habitat supplémentaire contribuant au maintien des populations d'oiseaux, particulièrement en paysage agricole intensif. Une structure végétale plus diversifiée (grâce notamment à la présence accrue d'arbustes) dans les fossés et les berges permettrait une plus forte utilisation des emprises par plusieurs espèces d'oiseaux en déclin dans le sud du Québec, sans que cela n'entraîne une augmentation notable des espèces considérées comme potentiellement nuisibles à l'agriculture.

De façon à augmenter, ou du moins à maintenir, la valeur des emprises autoroutières pour l'avifaune, notamment en paysage agricole intensif, nous recommandons de conserver une structure végétale diversifiée dans les fossés et les berges des emprises, ainsi que de favoriser un habitat adjacent forestier. Ainsi, nous proposons :

- la protection des arbustes existants, le semis ou la plantation d'arbustes dans la berge;
- une plus grande couverture herbacée dans les talus, les fossés et les berges en n'y effectuant qu'une tonte tous les 5 à 10 ans selon les régions. De plus, toute tonte devrait être retardée jusqu'à la fin de l'été ou jusqu'au début de l'automne de façon à procurer un couvert de nidification sécuritaire;
- de modifier la composition végétale des semis au moment même de l'établissement de la couverture herbacée lors de la construction des autoroutes par le biais de :
  - l'utilisation de mélanges de plantes indigènes plus attrayantes pour l'avifaune comme cela se fait couramment dans certains États américains;
  - l'épandage de sol contenant déjà une banque de graines riches et variées (prélèvements faits dans des friches, par exemple).

La poursuite du programme de gestion écologique de la végétation des emprises au-delà de la période de trois ans du présent projet et l'application des recommandations ci-haut mentionnées, entraîneront des changements significatifs, tant dans la composition que dans la structure de la végétation en place. Ainsi, une augmentation de la valeur des emprises comme habitat pour l'avifaune est prévisible à la suite de ces changements, et cette valeur pourrait se

mesurer à l'aide d'inventaires simples et peu coûteux d'un petit cortège d'espèces indicatrices. Ainsi, l'application d'un programme de gestion écologique de la végétation des emprises entraînerait vraisemblablement des changements dans l'avifaune présente, soit une baisse de la fréquentation des talus par l'Étourneau sansonnet, une hausse de la fréquentation des talus par le Chardonneret jaune, ainsi qu'une hausse de la fréquentation des talus et des fossés par le Bruant chanteur, la Paruline masquée et la Mésange à tête noire.

ABSTRACT

Highway rights-of-way are an important feature of man-dominated landscapes. Although they are known to provide refuge in certain landscapes to various wildlife and plant species, some of which can be threatened, they constitute one of the least studied habitat in terms of their potential value for the conservation of plant and animal biodiversity. Because they represent many thousands of hectares of available habitat in an environment that is becoming more and more hostile, efforts are now being put into increasing their value for biodiversity, through the implementation of changes in traditional vegetation management regimes.

This three-year study was initiated in the context of the environmental follow-up of a pilot project on the ecological management of highway rights-of-way, implemented by the ministère des Transports du Québec in 1999. It aimed at documenting the use of rights-of-way by birds and at evaluating the effect of a reduction in the frequency of mowing on bird avifauna along three experimental highway sections, each located in one of three landscape types: intensive agricultural (Saint-Hyacinthe); agroforested (Cap-Santé) and suburban (Val-Bélair). More specifically, the objectives of this study were:

1. to describe bird use of highway rights-of-way during three seasons (spring, summer, fall) and according to their biophysical characteristics and the type of adjacent habitats;

2. to evaluate the response of avifauna to a reduction in the frequency of mowing of the right-of-way units and their adjacent habitat in three landscape types in the St. Lawrence Valley (Québec, Canada);

3. to describe in more detail the behaviour of the main bird species present, in order to use these as indicators of the changes that will occur in the avian community of highway rights-of-way that are submitted to a new ecological management regime.

A total of 8368 birds of 74 species were observed during the study: 2432 birds (61 species) in the agroforested site, 3951 birds (37 species) in the intensive agriculture site, and 1985 birds (35 species) in the suburban site. The European Starling and the Red-winged Blackbird represented 57% of all observations. In general, bird communities in the intensive agriculture landscape differed from those in the other two, both in terms of species richness and bird abundance. Bird use of rights-of-way varied with seasons: species richness was greater in the spring, while bird abundance was greater in the fall. Species richness and bird abundance were greater in the adjacent habitat than in the rights-of-way. However, bird communities were similar in these two areas.

Species richness was lowest in the green shoulder (next to the pavement) and greatest in the embankment (next to the property limit). Bird abundance was greater in the slope and the embankment than in the green shoulder and the ditch; it increased from spring to fall at the intensive agriculture site but decreased at the suburban site. High species richness in the rights-of-way could be explained by the shrub cover in the ditches and was negatively associated with the obstruction of the herbaceous vegetation in the slopes. The mean abundance of birds observed in rights-of-way could be explained in part by a reduction in shrub cover of the embankments,

but was positively related to the thickness of the litter layer in the ditches. Multiple regression analyses based on the easiest to measure biophysical characteristics indicated that the width of management units is a good predictor of overall bird abundance and bird species richness at these sites.

Some species displayed behaviours specific to the management unit they were using. Omnivorous species that usually feed on the ground used the green shoulder to feed, but exhibited breeding behaviour in the ditch and embankment. Low-canopy foragers used the ditches for moving around, but fed in the embankments.

Thus the results of this study indicate that highway rights-of-way in southern Québec do not constitute a unique habitat for birds or one that differs from adjacent habitat, but that they do provide supplemental habitat that contributes to the preservation of bird populations, especially in intensive agricultural landscapes. A more diverse vegetation structure, namely as a result of a greater shrub cover, would favour a greater use of the ditches and embankments of rights-of-way for many species declining in southern Québec, this without causing a significant increase in numbers of bird species that are considered pests in agriculture.

In order to increase, or at least maintain, the value of highway rights-of-way for birds, namely in intensive agricultural landscapes, we recommend that a diverse vegetation structure be kept in place in ditches and embankments of rights-of-way, and that forested adjacent habitats be favoured. More specifically, we recommend:

- protecting existing shrubs in embankments, or planting shrubs when none are present;
- favouring a greater herbaceous cover in the slopes, ditches and embankments, by mowing only once every 5 or 10 years, depending on regions. Furthermore, mowing should be delayed until the end of the summer or the beginning of fall, in order to provide a safe breeding habitat (covered habitat);
- modifying the composition of the seed mixtures used when establishing the vegetation cover of rights-of-way in new highway projects, by:
  - using plants that are indigenous to the area as well as attractive for birds, as it is commonly done in some States;
  - using top soil that already contains a rich and varied mixture of seeds (top soil taken from old fields, for example).

Maintaining the ecological management programme of vegetation in highway rights-of-way beyond the currently-planned three year period and applying the recommendations above would induce significant change, both in the composition and the structure of the existing vegetation. Implementing these changes would bring about an increase in the value of rights-of-way as bird habitat, which could be measured by using simple and low-cost surveys of a small number of indicator species. Thus the implementation of an ecological management programme of vegetation in highway rights-of-way would likely lead to the modification of current bird use, that is : a decrease in the use of slopes by the European Starling, an increase in the use of slopes by the American Goldfinch, and an increase in the use of slopes and ditches by the Song Sparrow, the Common Yellowthroat and the Black-capped Chickadee.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent d'abord à remercier les autorités du ministère des Transports du Québec, Direction de la Capitale-Nationale, d'une part, pour le temps et les efforts investis dans la mise en œuvre du projet expérimental de gestion écologique de la végétation des emprises autoroutières au Québec et, d'autre part, pour la confiance qu'elles nous ont témoignée en nous octroyant le mandat de mieux connaître l'utilisation des emprises autoroutières par l'avifaune et les effets, tant sur les oiseaux que sur la mortalité de la faune en général, d'une gestion différenciée du régime de tonte de la végétation qui s'y trouve.

Nous remercions également le personnel des différents bureaux régionaux du ministère des Transports du Québec, notamment celui de Saint-Hyacinthe, de Cap-Santé et de Québec, pour nous avoir donné accès à certains équipements de sécurité.

Nous aimerions également adresser nos plus sincères remerciements à Monsieur Philippe Vignoul, technicien de la faune de la Fondation Les Oiseleurs du Québec, pour sa contribution lors des inventaires d'oiseaux tout au long du projet, ainsi qu'à Mesdames Josée Lefebvre, Ilona Mackey, Katia Chevalier et Mélanie Cousineau du Service canadien de la faune, région du Québec, pour avoir soigneusement travaillé à l'édition finale du présent rapport.

Finalement, nous remercions tous les chercheurs et étudiants gradués de l'Université du Québec à Trois-Rivières et de l'Université du Québec à Montréal pour les nombreux et stimulants échanges d'idées et d'observations qui ont eu lieu tout au long du présent suivi écologique du projet expérimental de gestion écologique du ministère des Transports du Québec.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ i

ABSTRACT iv

REMERCIEMENTS vi

TABLE DES MATIÈRES vii

LISTE DES TABLEAUX viii

LISTE DES FIGURES x

LISTE DES ANNEXES xii

INTRODUCTION 1

AIRE D'ÉTUDE 7

MÉTHODOLOGIE 11

- Inventaires d'oiseaux 11
- Description de l'habitat des emprises et des habitats adjacents 13
- Traitement et analyse des données 14

RÉSULTATS 18

- Utilisation générale par l'avifaune 18
- Comparaison entre la rive et l'emprise 21
- Utilisation par les guildes d'espèces 26
- Composition des communautés aviaires 34
- Caractéristiques biophysiques des emprises 39
- Utilisation des unités de gestion des emprises par les oiseaux 41
- Gestion des tontes et utilisation par l'avifaune 44
- Structure végétale des emprises et utilisation par l'avifaune 47
- Types d'habitats adjacents et utilisation des emprises par l'avifaune 49
- Végétation des emprises, du territoire adjacent, et utilisation de ces habitats par les oiseaux 50
- Comportement des oiseaux observés dans les emprises 53

DISCUSSION 62

- Emprises et espèces nuisibles ou en déclin 65
- Structure végétale, habitats adjacents et effet d'écotone 68
- Effet de la tonte de la végétation sur l'utilisation des emprises par les oiseaux 70
- Utilisation des emprises et besoins comportementaux des espèces 73

CONCLUSION 75

- Utilisation des emprises par l'avifaune 75
- Gestion écologique et établissement d'un programme de suivi 80

RÉFÉRENCES 84

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Liste des études sur l'avifaune des emprises et des habitats adjacents en Amérique du Nord, en Australie et en Europe 5

Tableau 2. Abondance des espèces d'oiseaux observées dans la rive et l'emprise en 1999 et en 2001 en fonction des trois types de paysages, dans le sud du Québec (Canada) 20

Tableau 3. Coefficients de corrélation (Pearson) significatifs ($p < 0,05$) entre l'abondance des espèces d'oiseaux et leurs positions sur les deux premiers axes des DCA faites pour les trois sites visités et pour chacune des saisons 37

Tableau 4. Coefficients de similarité de Steinhaus comparant l'avifaune fréquentant les trois sites visités. Les coefficients sont calculés pour les emprises et pour les rives séparément 38

Tableau 5. Caractéristiques biophysiques des unités de gestion des emprises étudiées dans la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001 40

Tableau 6. Abondance des espèces d'oiseaux observées dans les diverses unités de gestion des emprises étudiées dans la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001 42

Tableau 7. Réactions de l'avifaune aux modifications de régime de tonte dans les talus des emprises étudiées dans la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001. 46

Tableau 8. Réactions de la végétation aux modifications de régime de tonte dans les talus des emprises étudiées dans la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001 46

Tableau 9. Corrélations de Pearson entre divers indices de l'utilisation par l'avifaune des emprises autoroutières étudiées dans la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001, et les caractéristiques biophysiques des unités de gestion... 48

Tableau 10. Corrélations de Pearson entre la diversité et l'abondance de l'avifaune dans l'ensemble des sites étudiés dans la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada) 1999-2001, et le pourcentage de recouvrement des types d'habitats adjacents aux emprises 51

Tableau 11. Modèles de régression multiple entre divers indices d'utilisation des emprises autoroutières de la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), par les oiseaux, en 1999-2001, et caractéristiques biophysiques des unités de gestion des emprises 52

Tableau 12. Résultats des analyses de régression multiple associant la diversité et l'abondance des oiseaux avec les variables descriptives de la végétation des unités de gestion et des habitats adjacents aux emprises autoroutières situées dans trois paysages de la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001 .. 53

Tableau 13. Nombre d'individus observés lors de l'étude du comportement des oiseaux dans les emprises autoroutières de trois sites expérimentaux du sud du Québec, en juin 2002 54

Tableau 14. Activité comportementale des oiseaux observés dans les emprises autoroutières de trois sites expérimentaux du sud du Québec regroupés selon le groupe des oiseaux noirs, leur potentiel de nuisance aux cultures, la tendance de leurs populations (1966-2000) et leur statut migratoire 59

Tableau 15. Résumé des recommandations de gestion, de recherche et de suivi biologique du projet de gestion écologique de la végétation des emprises autoroutières au Québec, en ce qui a trait à l'utilisation des emprises par l'avifaune et à la mortalité de la faune à la suite de collisions avec des véhicules 77

Tableau 16. Liste des espèces suggérées comme espèces indicatrices et des prédictions quant aux changements qui surviendraient à court et à moyen terme en raison du maintien du programme de gestion écologique de la végétation des emprises dans le sud du Québec 83

LISTE DES FIGURES

Figure 1. A) Localisation des trois sites d'étude (Saint-Hyacinthe (HYA) : paysage agricole intensif; Cap-Santé (CAP) : paysage agroforestier; Val-Bélair (VAL) : paysage périurbain) où il y a utilisation par l'avifaune des emprises autoroutières et des habitats adjacents (rives) dans la vallée du Saint-Laurent, au Québec (Canada). B) Limites de l'emprise autoroutière et habitats adjacents. C) Limites des différentes unités de gestion de la dépendance verte 9

Figure 2. Nombre total d'espèces d'oiseaux observées dans les emprises autoroutières et dans les rives situées dans trois types de paysages, au cours des deux années d'inventaires, dans le sud du Québec (Canada) 22

Figure 3. Relation entre l'avifaune observée dans les emprises autoroutières et dans les rives. Les valeurs illustrées sont : A) le nombre total d'espèces; B) le nombre moyen d'espèces; C) le nombre moyen d'individus observés 24

Figure 4. Nombre total d'espèces d'oiseaux (A), nombre moyen d'espèces d'oiseaux (B) et nombre moyen d'individus (C) observés dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires 25

Figure 5. Nombre moyen d'espèces d'oiseaux dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires, selon leur statut de nuisance potentielle aux cultures et pour le groupe des oiseaux noirs 28

Figure 6. Nombre moyen d'espèces d'oiseaux observées dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires, selon leur statut migratoire 29

Figure 7. Nombre moyen d'espèces d'oiseaux dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires, selon la tendance démographique de leurs populations nicheuses au Québec pour la période de 1966-2000 30

Figure 8. Nombre moyen d'oiseaux observés dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires, selon leur statut de nuisance potentielle aux cultures et pour le groupe des oiseaux noirs 31

Figure 9. Nombre moyen d'oiseaux observés dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires, selon leur statut migratoire 32

Figure 10. Nombre moyen d'oiseaux observés dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires, selon la tendance démographique de leurs populations nicheuses au Québec pour la période de 1966-2000 33

Figure 11. Résultat des analyses d'ordination (DCA) effectuées pour chacune des saisons à partir de l'abondance des oiseaux dans la rive et dans l'emprise aux trois sites visités 35

Figure 12. Nombre total d'espèces (A), nombre moyen d'espèces (B) et nombre moyen d'individus (C) chez les oiseaux observés dans les unités de gestion des emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires (1999, 2001), dans le sud du Québec (Canada) 43

Figure 13. Relation (corrélation de Pearson) entre le nombre total d'espèces dans les rives et le nombre total d'espèces dans les unités de gestion et dans l'ensemble de l'emprise 45

Figure 14. Nombre moyen d'Étourneaux sansonnets dans le talus en fonction du nombre d'automnes sans tonte (mode écologique de gestion de la végétation des emprises autoroutières de trois autoroutes du sud du Québec, 1999-2001) 47

Figure 15. Comportement (% des observations) exhibé par les Carouges à épaulettes, les Étourneaux sansonnets et les Corneilles d'Amérique observés dans les emprises autoroutières du sud du Québec, en juin 2002 56

Figure 16. Comportement (% des observations) exhibé par les Bruants chanteurs, Chardonnerets jaunes, Parulines masquées et Mésanges à tête noire observés dans les emprises autoroutières du sud du Québec, en juin 2002 57

Figure 17. Comportement (% des observations) exhibé par les oiseaux observés dans les emprises autoroutières du sud du Québec en fonction de leur type d'aliment préférentiel et du substrat d'alimentation (adapté de De Graaf, et coll., 1985), juin 2002 61

LISTE DES ANNEXES

Annexe A. Liste des espèces d'oiseaux observées dans la rive et dans l'emprise en 1999 et en 2001 en fonction des trois types de paysages (sud du Québec).

Annexe B. Résultats (valeur de « p ») des analyses de variances à plusieurs facteurs utilisées pour comparer l'abondance (IND = n^{bre} moyen d'individus) et la diversité (SPT = n^{bre} total d'espèces; SPM = n^{bre} moyen d'espèces) entre les sites (HYA = paysage agricole intensif; CAP = paysage agroforestier; VAL = paysage périurbain), les années (1999-2001), les saisons (printemps, été, automne) et les sections (rive, emprise).

Annexe C. Résultats des analyses de variances à plusieurs facteurs utilisées pour comparer l'abondance (IND = n^{bre} moyen d'individus) et la diversité (SPT = n^{bre} total d'espèces; SPM = n^{bre} moyen d'espèces) entre les sites (HYA = paysage agricole intensif; CAP = paysage agroforestier; VAL = paysage périurbain), les années (1999-2001), les saisons (printemps, été, automne) et les unités de gestion (B : berge; F : fossé; T : talus; A : accotement vert), sud du Québec (Canada).

Annexe D. Activité comportementale des oiseaux observés dans les emprises autoroutières de trois sites expérimentaux du sud du Québec, en juin 2002.

INTRODUCTION

La perte et la transformation des habitats, en raison de l'expansion et de l'intensification de l'agriculture, sont parmi les principales causes du déclin de la diversité biologique sur la Terre. Le maintien de la biodiversité dans les agroécosystèmes est donc fortement associé aux parcelles d'habitat naturel toujours présentes sur les fermes, tels les boisés, les haies et les bandes riveraines (Maisonneuve et Rioux, 2001; Jobin, et coll., 2001a; Deschênes, et coll., 2003; Boutin, et coll., 2003). La biodiversité peut également être favorisée par la présence d'autres types d'habitats d'origine anthropique comme les emprises autoroutières. Ce terme désigne l'espace entre les clôtures de chaque côté d'une autoroute, ce qui comprend les routes pavées, le terre-plein central et les zones de dégagement en végétation (dépendances vertes) (MTQ[1], 1994).

Les emprises autoroutières sont très présentes dans la majorité des paysages dominés par l'humain. En Amérique du Nord comme en Europe, elles occuperaient plus de 1 % de la superficie totale du territoire (Forman et Alexander, 1998); elles ont un taux de près de dix hectares par kilomètre d'autoroutes, ce qui équivaut donc à plusieurs milliers d'hectares d'un habitat très particulier et en accroissement. Au cours des dernières décennies, les réseaux routiers de la planète se sont en effet développés à un rythme fulgurant. Par exemple, ils représentaient 6,3 millions de kilomètres aux États-Unis seulement au début des années 1980, et on prévoyait à ce moment y construire au moins 960 000 km de routes au cours des cinquante années suivantes (Adams et Geis, 1983). Le nombre de kilomètres d'autoroutes en France est passé de 80 km en 1955 à 8 000 km en 1996, et on projetait alors d'en construire 2 500 km additionnels (Meunier, et coll., 1998).

Selon leur emplacement et les espèces animales ou végétales qui y sont considérées, les emprises autoroutières peuvent : 1) contribuer de façon considérable à la fragmentation du

[1] Ministère des Transports du Québec.

paysage d'origine (Mader, 1984; Andrews, 1990; Andrén, 1994; Fahrig, 1997); 2) agir comme corridor écologique de déplacement et de dispersion (Getz, et coll., 1978; Vermeulen, 1994; Haas, 1995; Scabrook et Dettmann, 1996); 3) représenter une source ou une voie d'invasion de plantes ou d'insectes nuisibles, de maladies ou de prédateurs (Given, 1998); 4) offrir un type de couverture végétale peu présente par rapport aux autres habitats adjacents (rives) (Meunier, et coll., 1999a); 5) constituer un refuge pour plusieurs espèces fauniques et floristiques, dont certaines sont considérées en péril ou montrent un déclin important de leurs populations (Way, 1977; Parr et Way, 1988); 6) agir comme réservoirs de biodiversité dans des paysages donnés (Way, 1977; Lewis, 1991; Forman et Alexander, 1998). En contrepartie, elles contribuent à une perte directe de la biodiversité en raison de la mortalité de la faune lors de collisions avec des véhicules (Ferris, 1979; Bennett, 1991).

Les emprises constituent des habitats fauniques très particuliers en raison de leur forme linéaire, d'une couverture herbacée de milieu sec assez unique et non soumis à l'emploi de pesticides et de fertilisants (bien que des fondants soient utilisés dans les pays nordiques), ainsi qu'en raison de leur rôle d'écotone entre le milieu stérile (pavé) et les habitats adjacents de nature très variée (boisés, terres agricoles, secteurs résidentiels ou industriels, etc.) (Legrand, et coll., 1989). Il est de plus en plus connu que le maintien de la biodiversité dans les agroécosystèmes dépend fortement des parcelles d'habitat naturel toujours présentes, tels les boisés, les haies naturelles et les bandes riveraines (Jobin, et coll., 2001a; Maisonneuve et Rioux, 2001; Deschênes, et coll., 2003; Boutin, et coll., 2003). À ce jour, peu d'études se sont pourtant attardées à évaluer la contribution des emprises routières en termes de maintien de la diversité de l'avifaune. Cette dernière constitue un groupe intéressant à cet égard, puisqu'elle réagit rapidement à la modification de la structure végétale des habitats et elle est vulnérable à la fragmentation du paysage.

Plusieurs études visaient à évaluer l'effet du dérangement causé par le trafic routier sur l'utilisation par les oiseaux des habitats adjacents (Van der Zande, et coll., 1980; Reijnen, et coll., 1995, 1996; Fortin et Arnold, 1997) ou à documenter davantage l'utilisation des emprises par l'avifaune, selon l'origine de la végétation et le type de gestion pratiquée par rapport à cette dernière (Clark et Karr, 1979; Arnold et Weeldenburg, 1990; Warner, 1992; Leach et Recher, 1993; Camp et Best, 1993, 1994) (tableau 1). D'autres études ont permis de démontrer que l'avifaune utilise les emprises routières pour nicher ou pour s'alimenter (Laursen, 1981; Paruk, 1990; Warner, 1992; Camp et Best, 1993) et ce, parfois même en plus grand nombre que dans les habitats adjacents, tout particulièrement en paysage de grandes cultures (Arnold et Weeldenburg, 1990; Camp et Best, 1993; Leach et Recher, 1993; Fortin et Arnold, 1997). Toutefois, à l'exception de celle faite par Meunier, et coll. (1999a), très peu d'études ont comparé la valeur des emprises pour les oiseaux, selon le type de paysages et d'habitats adjacents, dans différents types de paysages et à divers moments du cycle vital de l'avifaune. De plus, rares sont les études qui ont tenté de déterminer comment et pourquoi les emprises peuvent représenter un habitat supplémentaire et même complémentaire, qui contribue au maintien de certaines espèces aviaires (Bennett, 1991; Allem, 1997). Cela est d'autant plus important que la majorité des espèces d'oiseaux de prairies herbacées est en déclin en Amérique du Nord (Robbins, et coll., 1989) en raison de pertes significatives d'habitats en milieu agricole au cours des dernières années, de dates de tonte fourragère plus hâtives, ce qui entraîne souvent la mort de la femelle et des jeunes au nid, et d'un emploi accru de pesticides et de fertilisants, conditions généralement absentes dans les emprises.

Par ailleurs, puisque la largeur des emprises de même que la végétation présente (sa composition et sa structure) sont les principaux facteurs qui déterminent le potentiel de ces habitats pour l'avifaune (Meunier, et coll., 1999a), plusieurs pays ont donc cherché à maximiser la valeur des

emprises pour la conservation de la faune et de la flore, et pour divers autres bénéfices socio-économiques. Ainsi, des modifications des régimes traditionnels de tonte de la végétation ou encore des travaux d'ensemencement ou de plantation ont été entrepris pour accroître le potentiel faunique et floristique des emprises (Legrand, et coll., 1989; Coumoul et Chavaren, 1992). De plus, il est primordial de comprendre pourquoi (au sens comportemental) des espèces fréquentent cet habitat, afin de tenir compte des conséquences positives ou négatives qu'un nouveau mode de gestion de la végétation des emprises aurait sur la communauté aviaire, en plus de permettre la mise en place d'un programme de suivi biologique utilisant des espèces indicatrices des changements survenant dans l'habitat. Dans l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent dans le sud du Québec (Canada), on trouve plus de 2 000 km d'autoroutes, pour un territoire de moins de 40 000 km^2 (MTQ, 1999), qui traversent des paysages très variés en raison des gradients topographique, édaphique et climatique particuliers que l'on y rencontre (Jobin, et coll., 2003). Si certaines études ont récemment permis d'évaluer la contribution de d'autres types d'habitats linéaires, tels les haies (Jobin, et coll., 2001a,b) et les bandes riveraines (Deschênes, et coll., 2003), à la conservation des communautés aviaires dans les agroécosystèmes de cette même région, aucune donnée n'était disponible en ce qui concerne les emprises autoroutières. Le ministère des Transports du Québec a mis en œuvre, en 1999, un projet expérimental d'une durée de trois ans dont le but principal était de connaître les effets qu'auraient, tant du point de vue écologique que socio-économique, une réduction de la fréquence de tonte de la végétation des emprises autoroutières (Bédard, et coll., 2002).

Tableau 1. Liste des études sur l'avifaune des emprises et des habitats adjacents en Amérique du Nord, en Australie et en Europe.

Auteurs, année	Paysage	Pays	Emprise	Rive	Gestion différenciée de la végétation	Saison
Oetting et Cassel, 1971	prairies herbacées (hayland)	États-Unis	oui	non	oui	printemps, été
Clark et Karr, 1979	agricole intensif	États-Unis	oui	oui	oui	hiver, printemps
Voorhees et Cassel, 1980	agricole intensif	États-Unis	oui	non	oui	printemps, été
Laursen, 1981	non urbain	Danemark	oui	oui	oui	printemps, été
Warner et Joselyn, 1986	agricole intensif	États-Unis	oui	oui	oui	été
Arnold et Weeldenburg, 1990	forestier, friche, désert	Australie	oui	oui	non	printemps, été, automne, hiver
Paruk, 1990	agricole intensif	États-Unis	oui	non	oui	printemps, été
Warner, 1992	agricole intensif	États-Unis	oui	non	oui	printemps, été
Camp et Best, 1993	agricole intensif	États-Unis	oui	oui	oui	printemps, été
Leach et Recher, 1993	Pâturage	Australie	oui	oui	non	printemps, été
Birkan, et coll., 1994	agricole intensif	France	oui	oui	oui	été
Camp et Best, 1994	agricole intensif	États-Unis	oui	non	oui	printemps, été
Hanowski et Niemi, 1995	Forestier	États-Unis	oui	oui	oui	printemps, été
Fortin et Arnold, 1997	forestier, friche, désert	Australie	oui	oui	oui	printemps, été
Meunier, et coll., 1999 a, b	agricole intensif, garrigue, forestier	France	oui	oui	oui	printemps, été, automne, hiver
Meunier, et coll., 2000	agricole intensif	France	oui	oui	oui	printemps, été, automne, hiver

Trois tronçons mesurant approximativement 4 km chacun et situés dans trois paysages différents de la vallée du Saint-Laurent ont été sélectionnés, soit un premier tronçon en paysage agricole intensif dominé par les grandes cultures, un deuxième en paysage agroforestier où se pratique l'élevage laitier et un dernier en paysage périurbain qui en fait est composé d'une mosaïque de friches et d'espaces résidentielles ou industrielles. Dans ce cadre expérimental, les objectifs de cette étude étaient donc d'abord de comparer, entre ces trois paysages et au cours de trois saisons différentes, l'abondance, la diversité et la composition spécifique des communautés d'oiseaux utilisant les emprises autoroutières, de même que les habitats adjacents (rives) et ce, de façon à évaluer leur contribution au maintien de la diversité de l'avifaune sur le plan régional (c'est-à-dire selon le paysage). Nous avons aussi voulu déterminer leur contribution potentielle soit au maintien des espèces d'oiseaux en déclin, soit, à l'inverse, à la prolifération d'espèces aviaires susceptibles de causer des dommages aux cultures dans la vallée du Saint-Laurent.

De plus, nous avons cherché à évaluer la réaction de l'avifaune face aux divers modes de gestion de la végétation (fréquence de tonte variable) des différentes unités de gestion des emprises autoroutières et des habitats adjacents. Cela visait à faire des recommandations qui augmenteraient leur valeur en termes de conservation de la biodiversité aviaire dans divers types de paysages (milieux traversés). Plus particulièrement, nous voulions alors comparer, en termes d'abondance et de diversité, l'utilisation faite par l'avifaune des emprises autoroutières selon les caractéristiques biophysiques des diverses unités de gestion (accotement vert, talus, fossé, berge) de ces emprises, de même que du type d'habitats adjacents (rives), et selon la fréquence saisonnière de tonte de la végétation des talus.

Finalement, nous avons tenté de décrire de façon plus détaillée le comportement des principales espèces aviaires présentes dans les différentes unités de végétation formant la dépendance verte des emprises autoroutières et de préciser l'utilisation qui en est faite par

l'avifaune. Cela visait, d'une part, à prédire les effets qu'aura à moyen et à long terme une nouvelle gestion écologique de la végétation des emprises et, d'autre part, à proposer certaines de ces emprises comme indicateurs des changements qui se produiront au fil du temps dans la communauté aviaire de ces habitats.

AIRE D'ÉTUDE

Cette étude s'est déroulée dans l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent située dans le sud du Québec (Canada) (figure 1). Cette région s'étend, de façon générale, de part et d'autre de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent, entre les villes de Rivière-du-Loup (Québec) à l'est et de Brockville (Ontario) à l'ouest. Elle est bordée au nord par les montagnes du Bouclier canadien et au sud par le massif appalachien. On y rencontre deux des principaux peuplements forestiers présents au Québec, soit l'érablière laurentienne et l'érablière à caryer. Bélanger, et coll. (1999) présentent une description détaillée des habitats fauniques présents dans ces régions et des diverses formes actuelles d'occupation du territoire. Pour leur part, Jobin, et coll. (2003) ont illustré les divers types de paysages agricoles présents.

La vallée du Saint-Laurent, après un déboisement massif survenu au tout début de la colonisation par les premiers Européens, a également subi, depuis le milieu du siècle dernier, une transformation très importante à la suite d'une intensification des pratiques agricoles. Les grandes cultures (en majorité de maïs) ont peu à peu remplacé les pâturages, les champs de foin et les boisés des fermes laitières, notamment dans le sud-ouest de la province, alors que plus à l'est, on notait au même moment un déclin des activités agricoles au profit d'une reprise de la forêt. Finalement, la vallée du Saint-Laurent, d'une superficie d'environ 34 000 km^2, constitue aujourd'hui l'un des plus vastes agroécosystèmes dans l'est du continent nord-américain et représente l'une des régions les plus densément peuplées d'Amérique du Nord. Cette région

compte près de sept millions d'habitants (soit environ 95 % de l'ensemble de la population du Québec) sur un territoire représentant à peine 10 % de la superficie totale de la province. Par conséquent, le développement urbain et industriel a également fortement modifié le paysage forestier d'origine, aujourd'hui très fragmenté dans la plupart de la vallée (Bélanger et Grenier, 2002). Ainsi, on trouve au Québec près de 688 000 km de réseau routier, dont plus de 2 000 km sont des autoroutes (Bédard, et coll., 2002) qui traversent des paysages très variés en raison des gradients topographique, édaphique et climatique, de même que de l'utilisation du territoire à des fins principalement agricoles. Le climat y est de type tempéré et les hivers y sont rigoureux (neige et gel). Par conséquent, les emprises autoroutières ne sont utilisées en période hivernale que par quelques espèces résidentes d'oiseaux et qu'en faible nombre.

Dans le cadre du projet expérimental de gestion extensive de la végétation des emprises autoroutières du ministère des Transports du Québec précédemment mentionné (voir aussi Bédard, et coll., 2002), trois tronçons (ci-après « sites ») du réseau autoroutier d'environ 4 km de longueur chacun et situés dans des paysages différents de la vallée du Saint-Laurent ont été sélectionnés dans le cadre de cette étude. On trouvait donc un site en paysage agricole intensif (grandes cultures), situé plus précisément le long de l'autoroute 20 près de la ville de Saint-Hyacinthe (figure 1). Un deuxième site était en paysage agricole plus traditionnel (élevage laitier et agroforesterie), soit le long de l'autoroute 40 sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, entre les villes de Portneuf et de Donnaconna (Cap-Santé). Finalement, le troisième site se trouvait en paysage davantage périurbain (présence de friches, de terrains de golf, d'ensembles résidentiels, etc.) à proximité de la ville de Québec, plus exactement le long de l'autoroute 73 près de Val-Bélair (figure 1).

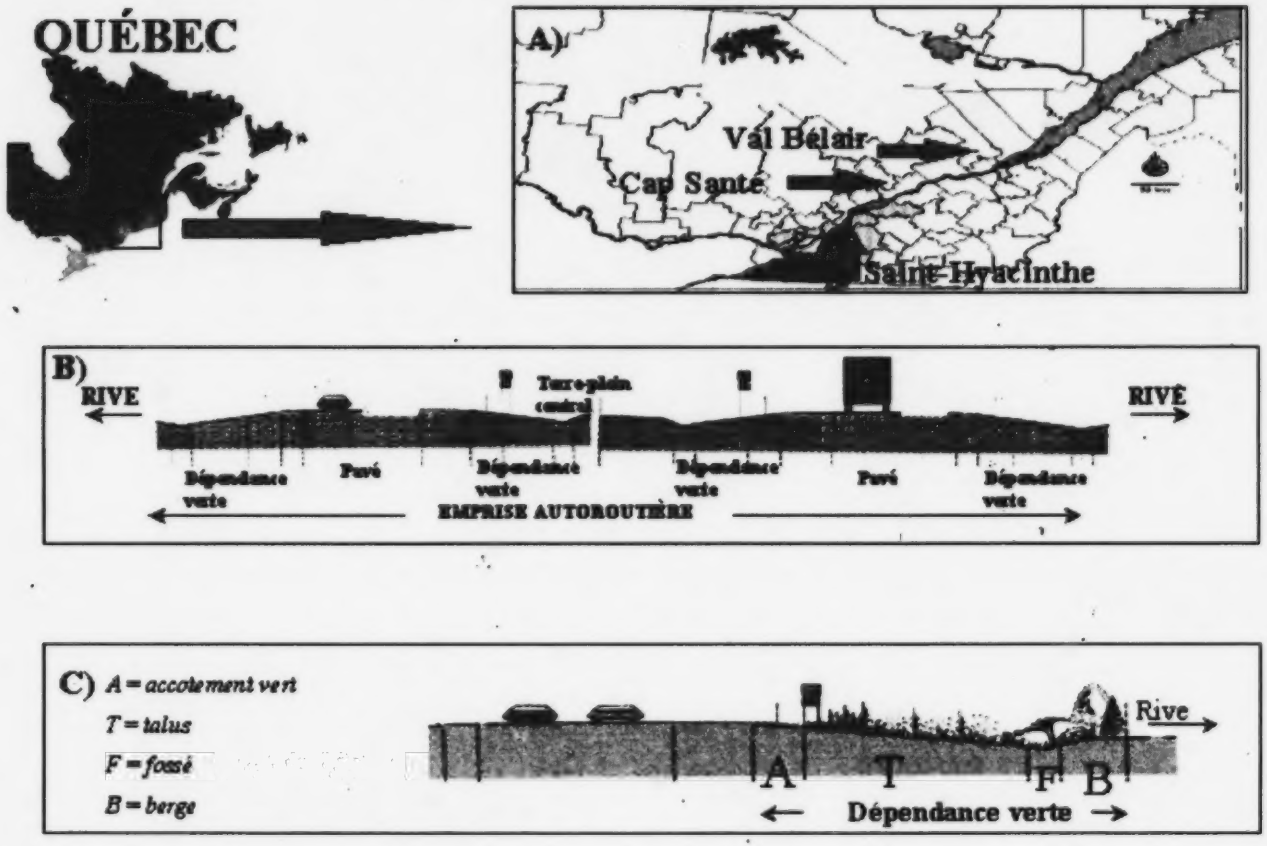


Figure 1. A) Localisation des trois sites d'étude (Saint-Hyacinthe (HYA) : paysage agricole intensif; Cap-Santé (CAP) : paysage agroforestier; Val-Bélair (VAL) : paysage périurbain) où il y a utilisation par l'avifaune des emprises autoroutières et des habitats adjacents (rives) dans la vallée du Saint-Laurent, au Québec (Canada). B) Limites de l'emprise autoroutière et habitats adjacents. C) Limites des différentes unités de gestion de la dépendance verte.

Les sites sélectionnés avaient des similarités en termes de composition végétale et de gestion de la végétation au moment de leur établissement. Notons que la pente et la végétation des emprises sont assez homogènes et résultent des normes de construction du ministère des Transports du Québec. De plus, il est à remarquer qu'un ensemencement a été fait à l'aide de mélanges d'espèces commerciales, afin de stabiliser le plus rapidement possible les dépendances vertes des emprises au moment de la construction des autoroutes il y a une trentaine d'années. Un mélange de semences de graminées (*Festuca rubra, Poa spp., Agrostis spp., Phleum spp.*) et de légumineuses (*Lotus spp.*) avait alors été utilisé et aujourd'hui encore, ces espèces, ainsi que quelques autres introduites comme le Roseau commun (*Phragmites communis*), dominent la flore présente (Gérin-Lajoie, 2002). Le débit de circulation journalier moyen annuel est plus élevé au site de Saint-Hyacinthe (37 000 véhicules) qu'aux deux autres sites (15 300 et 25 000 véhicules à Cap-Santé et à Val-Bélair, respectivement) en raison de sa proximité de la ville de Montréal.

Pour chacun des sites à l'étude, nous avons sélectionné quatre zones transversales de 750 m chacune, distantes d'un minimum de 250 m, pour ainsi assurer l'indépendance des unités d'échantillonnage lors des analyses statistiques (voir Ralph, et coll., 1995) (figure 1). Chaque zone peut donc être imaginée comme étant une coupe transversale de l'autoroute et de la rive (figure 1). Chacune d'elles comportait deux sections distinctes, soit l'emprise routière elle-même qui s'étend entre les clôtures situées de part et d'autre de l'autoroute (nommée ci-après « emprise ») et une zone d'environ 75 m à 100 m de chaque côté de l'emprise (nommée ci-après « rive »). La largeur des emprises ne variait que légèrement d'un site à l'autre (Saint-Hyacinthe [75,3 ± 14,4 m]; Cap Santé [117,3 ± 5,2 m au total, mais seulement 67,3 ± 5,2 m en excluant le terre-plein central; voir ci-dessous]; Val-Bélair [66,9 ± 2,6 m]). Ces dernières étaient subdivisées dans le sens latéral en quatre unités de gestion (accotement vert, talus, fossé et berge) possédant chacune des conditions différentes de gestion quant à la largeur et au régime de tonte ou

d'entretien de la végétation (figure 1). La forte différence de dénivellation entre les unités de gestion et une série de piquets installés sur le terrain permettaient de visualiser facilement le début et la fin des zones, des sections (sauf dans la rive où une estimation visuelle d'une bande parallèle de 100 m de largeur était faite par les observateurs) et des unités de gestion. En raison du déblaiement de la neige sur les routes en hiver, ces piquets (rubans de référence) étaient positionnés dès la fonte de la neige au début avril de chaque année d'inventaire.

Finalement, afin de comparer divers modes de gestion (entretien) de la végétation des emprises, les talus de trois des quatre zones faisaient l'objet d'une gestion de tonte différente (ci-après « traitement ») : 1) une coupe (tonte) automnale chaque année [C1]; 2) une coupe automnale après deux ans [C2]; 3) une coupe automnale après trois ans [C3]. À des fins de comparaison, nous avons choisi, à titre de témoin [CTEM] dans chacun des tronçons considérés par le projet pilote, un traitement sur une même longueur (750 m) qui consistait en une ou plusieurs tontes estivales et automnales. Pour sa part, l'accotement vert faisait partout l'objet de plusieurs tontes par année (variables selon le site) et ce, pour limiter la présence de l'herbe à poux (*Ambrosia artemisiifolia*), une plante allergène pour l'humain. La berge et le fossé, pour leur part, étaient tondus ou non selon les sites ou les zones. Enfin, nous nous sommes assurés que les zones traitées, de même que la zone dite témoin, possédaient des habitats adjacents similaires et ce, en catégorisant précisément le type d'utilisation du territoire de la rive (voir ci-dessous).

MÉTHODOLOGIE

Inventaires d'oiseaux

Des inventaires d'oiseaux fréquentant les emprises ont été effectués en 1999 et en 2001. Nous avons utilisé la technique d'inventaire dite du transect (Bibby, et coll., 1992) en l'adaptant au contexte particulier des emprises routières (Hanowski et Niemi, 1995) pour inventorier

l'avifaune de chacune des quatre zones des trois paysages à l'étude. Un observateur marchait lentement le long des talus de l'emprise en notant tous les oiseaux vus ou entendus dans les diverses unités de gestion de l'emprise ou dans la rive.. Les oiseaux qui passaient au vol n'étaient pas considérés. Afin de tenir compte de l'utilisation annuelle faite par les oiseaux, chacune des zones a été inventoriée durant trois périodes au cours de l'année : 1) à la fin mai-début juin; 2) à la mi-juillet; 3) à la fin août-début septembre. Nous ferons référence à ces périodes en parlant du printemps, de l'été et de l'automne respectivement. Il est à noter que cette dernière période a été choisie en raison du fait qu'elle correspond à la fois au début de la migration automnale de plusieurs espèces d'oiseaux et au début du temps des récoltes des céréales (donc des dommages aux cultures) dans l'aire d'étude. Lors de chaque saison d'inventaire, et aux mêmes dates pour chaque site, des observations étaient réalisées au cours de trois matins consécutifs entre 5 h et 8 h. Aucun inventaire n'était cependant réalisé les matins où le climat était trop venteux ou pluvieux. Un total de 216 relevés d'oiseaux a donc été réalisé au cours des deux années de l'étude, ce qui équivaut à une couverture totale de près de 162 km d'emprises inventoriées, soit 54 km par site.

Au printemps 2002, toujours en utilisant la technique d'inventaire dite du transect, nous avons documenté plus précisément la localisation et le comportement des oiseaux détectés. Ainsi, un observateur marchait lentement le long des talus de l'emprise en notant tous les oiseaux vus ou entendus dans les diverses unités de gestion de l'emprise. Seuls les oiseaux fréquentant l'emprise étaient considérés. Les comportements notés comprenaient les activités associées 1) à l'alimentation; 2) aux déplacements (arrivée, départ, marche); 3) au repos (y compris le nettoyage); 4) à la nidification (alerte, chant, défense territoriale, transport de matériel, nourriture et sacs fécaux). En complément, une recherche de nids a aussi été effectuée dans les talus, fossés et berges pour repérer les nids ou pour confirmer la nidification des individus présentant un comportement lié à la nidification. L'unité de gestion (accotement vert, talus, fossé, berge)

fréquentée par l'oiseau lors de sa détection et le traitement appliqué à cette unité (CTEM, C1, C2, C3) ont été notés. Les observations récoltées dans les fossés latéraux et dans celui central ont été combinées. Les inventaires ont eu lieu en période de nidification, soit du 4 au 21 juin 2002, le matin entre 5 h et 10 h, lorsque les conditions météorologiques étaient favorables (vents faibles, précipitations nulles). Trois inventaires ont été effectués à chacun des sites pour un total d'environ 40 heures d'observation.

Description de l'habitat des emprises et des habitats adjacents

Afin de caractériser la structure de la végétation des emprises soumise aux divers traitements et de suivre les changements dans le temps, plusieurs variables ont été mesurées dont l'obstruction verticale de la végétation herbacée (Robel, et coll., 1970), la plus haute tige vivante et morte, ainsi que l'épaisseur de la litière. Ces mesures ont été prises à un point donné (station d'échantillonnage) situé à tous les 50-100 m dans chaque zone ($n = 7$ relevés par traitement). Nous avons également estimé visuellement, à chaque station, le pourcentage de recouvrement des strates herbacée, arbustive et arborée; nous avons aussi mesuré la largeur de chacune des unités de gestion à l'aide d'une corde graduée. Ces caractéristiques biophysiques des emprises ont été notées pour chaque zone, à chaque saison et chaque année (sauf pour les mesures de largeur des unités réalisées seulement au printemps 1999), immédiatement après les inventaires matinaux d'oiseaux, c'est-à-dire en après-midi et en fin de journée. De plus, en 1999, nous avons fait pour chaque zone (traitement), à quatre endroits différents (donc à chaque 250 m), une description de l'importance relative (%) des habitats dans la rive selon les catégories suivantes : anthropique (zones résidentielles ou industrielles, terrains de golfs, etc.), forêt, friche, grandes cultures (maïs, soya, céréales) et production laitière (fourrage et pâturage).

Traitement et analyse des données

Afin de caractériser l'utilisation par les oiseaux de chaque zone et de chaque secteur, nous avons utilisé trois indices différents, soit : 1) la moyenne du nombre d'individus par inventaire (abondance moyenne); 2) le nombre moyen d'espèces par inventaire (diversité moyenne); 3) le nombre total d'espèces différentes recensées lors de l'ensemble des trois relevés (diversité totale). De plus, puisque les superficies entre l'emprise et la rive de chacune des zones inventoriées étaient sensiblement du même ordre (environ 7,5 ha), les données relatives à l'abondance ont été utilisées dans les analyses et n'ont donc pas été transformées en densité.

Pour mieux documenter l'utilisation des emprises par l'avifaune, nous avons aussi regroupé les espèces recensées en diverses guildes selon a) leur statut migratoire (espèces résidentes, migratrices de courte ou de longue distance [American Ornithologists' Union, 1983; Root, 1988; Gauthier et Aubry, 1996]); b) leur potentiel à causer des dommages aux récoltes dans le sud du Québec (selon les registres de la Régie des assurances agricoles du Québec), par exemple les oiseaux noirs, tels que le Carouge à épaulettes, le Quiscale bronzé, la Corneille d'Amérique, l'Étourneau sansonnet et le Vacher à tête brune, ainsi que trois espèces frugivores, soit le Merle d'Amérique, le Jaseur d'Amérique et l'Oriole de Baltimore; (voir Jobin, et coll., 2001a,b); c) la tendance démographique de leurs populations dans le sud du Québec au cours de la période allant de 1966 à 1998 (population en augmentation, stable ou en déclin; voir Sauer, et coll., 2001). Nous avons également regroupé, selon De Graaf, et coll. (1985), les observations recueillies sur les différentes espèces en fonction de leur mode d'alimentation (omnivore, insectivore, granivore) et du principal substrat où elles s'alimentent (sol, strates végétales basses).

Sauf indications contraires, l'unité d'analyse considérée lors de cette étude a été la zone telle que définie précédemment (paysage/année/saison/zone/section; n = 144). Les données récoltées dans les unités de gestion de même type, mais situées de part et d'autre de l'emprise,

ont donc été regroupées. Lors de la comparaison des données, les observations faites dans les différentes unités de gestion de l'emprise (figure 1) ont également été regroupées pour former la section « emprise » et comparées à celles récoltées dans les rives (ce qui constitue la section « rive »). Mentionnons que seul le site en paysage agroforestier comportait un terre-plein central boisé et que les oiseaux observés dans cette portion de l'emprise ont tous été assignés à la berge (figure 1).

Des méthodes d'analyse de variances à plusieurs facteurs (PROC GLM; SAS Institute Inc. 1988) ont été utilisées pour comparer l'abondance et la diversité de l'avifaune entre les sites (CAP, VAL, HYA), les années (1999, 2001), les saisons (printemps, été, automne) et les sections (rive, emprise). Pour ce faire, la variable « section » était emboîtée (*nested*) dans la variable « site ». Les analyses ont été effectuées pour chacun des sites et pour chacune des saisons séparément, puisque les analyses préliminaires indiquaient des interactions significatives associées à ces variables. Les variables dépendantes analysées étaient la diversité totale et moyenne ainsi que l'abondance moyenne des oiseaux observés à chaque traitement. Les analyses ont également été effectuées sur différentes guildes (groupes d'espèces) telles que précédemment définies. La racine carrée des variables dépendantes a été utilisée dans les analyses afin de normaliser la distribution des résidus, et la qualité des modèles a été examinée par l'analyse de cette distribution (test de Wilks, courbe de Henry). Les comparaisons multiples des moyennes ont été effectuées à l'aide du test de Tukey sur les moyennes des moindres carrés (*least-square means*).

Finalement, des analyses de correspondances redressées (*detrended correspondence analysis* [DCA]) ont été effectuées avec le logiciel PC-ORD (McCune et Mefford, 1995) afin de visualiser dans un espace réduit à deux dimensions, la similarité de la composition spécifique des communautés d'oiseaux entre les paysages et entre les sections. Ce type d'analyses est une

version modifiée et bonifiée de l'analyse des correspondances qui ordonne dans l'espace tant les sites que les espèces, selon la méthode des moyennes pondérées (*weighted average method*). Des sites rapprochés les uns des autres dans la figure illustrant l'ordination indiquent que leurs communautés d'oiseaux sont semblables, alors que des sites éloignés hébergent des communautés d'oiseaux différentes. Des analyses séparées ont été effectuées pour chacune des trois saisons; l'unité d'analyse était l'abondance moyenne des espèces calculée pour les trois inventaires. Des corrélations linéaires de Pearson calculées entre l'abondance des espèces et leurs positions respectives sur les deux premiers axes de l'ordination ont permis d'identifier les espèces qui contribuent grandement au positionnement des sites dans l'ordination.

La diversité aviaire totale par traitement a été associée aux descripteurs physiques de la rive, de même qu'à la diversité aviaire totale observée dans la rive au moyen de corrélation linéaire de Pearson. La diversité aviaire totale observée dans les unités de gestion a aussi été comparée à celle observée dans la rive au moyen du même type d'analyse. Par ailleurs, les divers descripteurs des communautés d'oiseaux de chacune des unités de gestion ont également été associés aux descripteurs physiques mesurés aux mêmes endroits, soit le degré d'obstruction de la végétation, la hauteur des tiges vivantes et mortes, l'épaisseur de la litière et le recouvrement (%) des strates herbacées, arbustives et arborées, à l'aide de corrélations de Pearson. La moyenne des mesures du degré d'obstruction de la végétation, de la hauteur des tiges vivantes et mortes, de l'épaisseur de la litière et du recouvrement (%) des strates herbacées, arbustives et arborées prises à chaque station a été calculée pour chaque traitement. L'indice de diversité (indice de Shannon) calculé à partir des cinq catégories d'habitats considérées a également été utilisé pour quantifier la diversité des habitats adjacents à chacun des traitements. Cet indice mesure l'importance de différents types d'habitats pour la diversité globale des habitats dans la rive : une valeur près de « 0 » indique un paysage dominé par un seul type d'habitat, alors qu'une valeur élevée indique

que tous les types d'habitats sont bien représentés dans la rive. De plus, pour chacun de ceux-ci, la gestion différentielle des tontes a été quantifiée par le nombre d'automnes où les sites inventoriés pour l'avifaune n'avaient pas fait l'objet d'une tonte, ces nombres prenant les valeurs de zéro, un ou deux ans d'abandon. À cette fin, des analyses de régression multiple ont aussi été effectuées, pour lesquelles les procédures de sélection des variables pas à pas (*stepwise*) et « RSQUARE » (Proc Reg; SAS Institute, 1988) étaient précisées dans des modèles distincts dont le seuil d'entrée et de rétention des variables était établi à $p < 0,10$.

La racine carrée des variables descriptives des communautés d'oiseaux a été intégrée dans les analyses afin que la distribution des variables dépendantes s'approche d'une distribution normale, et les variables indépendantes décrivant la végétation ont été intégrées aux différents modèles dans deux séries d'analyse : 1) soit avec les données brutes; 2) soit avec les données transformées (transformation « racine carrée »). Des analyses de régression similaires ont aussi été effectuées, desquelles certaines variables descriptives autocorrélées ont été éliminées. Enfin, la diversité et l'abondance totale de l'avifaune dans les traitements ont été associées à l'ensemble des variables descriptives de la végétation dans toutes les unités de gestion au moyen d'analyses de régression multiple du même type. Le choix du modèle final était fondé sur les valeurs du coefficient de détermination brut (R^2) et de celui ajusté en fonction du nombre de paramètres estimés (R^2 ajusté), et sur la valeur des critères d'information de Akaike (Akaike Information Criterion [AIC]) (Anderson et Burham, 2002).

La somme des individus de chaque espèce exhibant les divers comportements (mentionnés précédemment) dans chaque unité de gestion a été effectuée et la fréquence relative (%) des comportements a ensuite été calculée. La distribution de la fréquence d'observation de certains comportements a été comparée à une distribution aléatoire entre les unités de gestion au moyen du test du khi carré pour les quelques espèces les plus abondantes. Nous avons aussi

regroupé les observations des différentes espèces selon leur appartenance à diverses guildes afin d'évaluer si les espèces d'un même groupe affichaient des comportements similaires dans les diverses unités de gestion.

RÉSULTATS

Utilisation générale par l'avifaune

Au total, 8368 individus appartenant à 74 espèces ont été observés dans les emprises et les habitats adjacents (rives) au cours de l'étude menée en 1999 et en 2001, c'est-à-dire 2432 oiseaux pour le site inventorié en paysage agroforestier, 3951 pour celui en paysage agricole intensif et 1985 pour celui en milieu périurbain (tableau 2; annexe A). Le nombre total d'espèces observées à ces sites était de 61, 37 et 35 espèces respectivement. Ainsi, de façon générale, l'avifaune était plus abondante au site d'étude situé en paysage agricole intensif, mais plus diversifiée à celui situé en paysage agroforestier.

L'Étourneau sansonnet était l'espèce la plus abondante, puisqu'elle comptait pour près de 37 % de tous les oiseaux observés. C'était d'ailleurs l'espèce la plus abondante dans chacun des trois paysages (tableau 2). Les autres espèces les plus abondantes étaient le Carouge à épaulettes (19,8 %), le Chardonneret jaune (7,3 %), la Corneille d'Amérique (5,1 %) et le Bruant chanteur (4,7 %). Les cinq espèces d'oiseaux noirs contribuaient pour près des deux tiers (63,6 %) de l'abondance totale de l'avifaune observée.

Cependant, plus du quart des espèces (n = 19) n'ont été observées qu'à une seule occasion; c'est le cas par exemple de la Bécasse d'Amérique, de l'Épervier brun, du Martin-pêcheur d'Amérique et du Viréo de Philadelphie. La majorité des espèces de parulines et de viréos ont été observées seulement à un site (celui en paysage agroforestier) et ce, surtout au printemps, puisque plusieurs espèces typiques des milieux agricoles, telles que le Goglu des prés, l'Hirondelle

rustique, le Bruant vespéral et le Vacher à tête brune, n'étaient présentes qu'au site situé en paysage d'agriculture intensive (tableau 2).

Tableau 2. Abondance des espèces d'oiseaux observées dans la rive et l'emprise en 1999 et en 2001 en fonction des trois types de paysages, dans le sud du Québec (Canada).

		Agroforestier*			Agricole intensif*			Périurbain*			Grand	
Espèce	Nom latin	Emprise	Rive	Total	Emprise	Rive	Total	Emprise	Rive	Total	total	%
Cormoran à aigrettes	*Phalacrocorax auritus*	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Canard noir	*Anas rubripes*	0	2	2	0	4	4	0	0	0	6	0,1
Canard colvert	*Anas platyrhynchos*	0	1	1	0	19	19	7	3	10	30	0,4
Canard chipeau	*Anas strepera*	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Urubu à tête rouge	*Cathartes aura*	0	0	0	0	37	37	0	0	0	37	0,4
Busard Saint-Martin	*Circus cyaneus*	1	4	5	0	7	7	0	1	1	13	0,2
Épervier brun	*Accipiter striatus*	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Épervier de Cooper	*Accipiter cooperii*	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0,0
Buse *spp.*		0	0	0	0	2	2	0	0	0	2	0,0
Crécerelle d'Amérique	*Falco sparverius*	2	2	4	0	1	1	0	0	0	5	0,1
Pluvier kildir	*Charadrius vociferus*	0	1	1	7	16	23	0	2	2	26	0,3
Chevalier grivelé	*Actitis macularia*	0	0	0	0	2	2	0	0	0	2	0,0
Chevalier *spp.*		0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0,0
Bécasseau *spp.*		0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0,0
Bécassine des marais	*Gallinago gallinago*	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Bécasse d'Amérique	*Scolopax minor*	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0,0
Goéland à bec cerclé	*Larus delawarensis*	0	15	15	0	156	156	1	70	71	242	2,9
Pigeon biset	*Columba livia*	4	23	27	22	45	67	6	39	45	139	1,7
Tourterelle triste	*Zenaida macroura*	2	10	12	1	12	13	0	17	17	42	0,5
Martin-pêcheur d'Amérique	*Ceryle alcyon*	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Pic mineur	*Picoides pubescens*	1	0	1	0	0	0	1	0	1	2	0,0
Pic chevelu	*Picoides villosus*	0	1	1	0	0	0	0	2	2	3	0,0
Pic flamboyant	*Colaptes auratus*	4	3	7	0	0	0	0	4	4	11	0,1
Pioui de l'Est	*Contopus virens*	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Moucherolle des aulnes	*Empidonax alnorum*	1	27	28	0	0	0	1	39	40	68	0,8
Moucherolle *spp.*		0	1	1	0	1	1	0	0	0	2	0,0
Tyran tritri	*Tyrannus tyrannus*	4	5	9	1	0	1	0	0	0	10	0,1
Hirondelle bicolore	*Tachycineta bicolor*	1	4	5	0	50	50	0	0	0	55	0,7
Hirondelle de rivage	*Riparia riparia*	0	81	81	0	0	0	0	0	0	81	1,0
Hirondelle à front blanc	*Hirundo pyrrhonota*	0	0	0	0	4	4	0	0	0	4	0,0
Hirondelle rustique	*Hirundo rustica*	0	0	0	0	8	8	0	0	0	8	0,1
Hirondelle *spp.*		0	12	12	0	3	3	0	1	1	16	0,2
Geai bleu	*Cyanocitta cristata*	8	33	41	0	1	1	2	33	35	77	0,9
Corneille d'Amérique	*Corvus brachyrhynchos*	52	107	159	0	60	60	46	165	211	430	5,1
Mésange à tête noire	*Parus atricapillus*	69	88	157	0	0	0	7	41	48	205	2,4
Grive fauve	*Catharus fuscescens*	4	5	9	0	0	0	0	12	12	21	0,3
Grive *spp.*		0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Merle d'Amérique	*Turdus migratorius*	13	40	53	0	7	7	0	12	12	72	0,9
Jaseur d'Amérique	*Bombycilla cedrorum*	53	56	109	0	2	2	4	66	70	181	2,2
Étourneau sansonnet	*Sturnus vulgaris*	374	210	584	704	1415	2119	106	286	392	3095	37,0
Viréo à tête bleue	*Vireo solitarius*	0	3	3	0	0	0	0	0	0	3	0,0
Viréo de Philadelphie	*Vireo philadelphicus*	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Viréo aux yeux rouges	*Vireo olivaceus*	4	20	24	0	0	0	0	17	17	41	0,5
Viréo *spp.*		1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Paruline obscure	*Vermivora peregrina*	0	2	2	0	0	0	0	0	0	2	0,0
Paruline à joues grises	*Vermivora ruficapilla*	0	6	6	0	0	0	0	0	0	6	0,1
Paruline à collier	*Parula americana*	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Paruline jaune	*Dendroica petechia*	8	40	48	0	8	8	4	64	68	124	1,5
Paruline à flanc marron	*Dendroica pensylvanica*	8	8	16	0	0	0	2	10	12	28	0,3
Paruline à tête cendrée	*Dendroica magnolia*	2	5	7	0	0	0	0	0	0	7	0,1
Paruline bleue	*Dendroica caerulescens*	1	10	11	0	0	0	0	0	0	11	0,1
Paruline à gorge noire	*Dendroica virens*	0	12	12	0	0	0	0	0	0	12	0,1
Paruline rayée	*Dendroica striata*	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Paruline flamboyante	*Setophaga ruticilla*	0	1	1	0	0	0	0	2	2	3	0,0
Paruline couronnée	*Seiurus aurocapillus*	0	3	3	0	0	0	0	0	0	3	0,0
Paruline triste	*Oporornis philadelphia*	5	3	8	0	0	0	0	3	3	11	0,1
Paruline masquée	*Geothlypis trichas*	55	70	125	0	11	11	17	86	103	239	2,9
Paruline *spp.*		5	2	7	0	1	1	0	5	5	13	0,2
Passerin indigo	*Passerina cyanea*	13	3	16	0	0	0	0	0	0	16	0,2
Bruant familier	*Spizella passerina*	0	4	4	0	0	0	0	0	0	4	0,0
Bruant vespéral	*Pooecetes gramineus*	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0,0
Bruant des prés	*Passerculus sandwichensis*	0	6	6	1	11	12	4	12	16	34	0,4
Bruant chanteur	*Melospiza melodia*	62	76	138	15	66	81	60	111	171	390	4,7
Bruant des marais	*Melospiza georgiana*	1	2	3	0	0	0	0	0	0	3	0,0
Bruant à gorge blanche	*Zonotrichia albicollis*	7	17	24	0	0	0	3	24	27	51	0,6
Bruant *spp.*		6	0	6	2	22	24	5	7	12	42	0,5
Goglu des prés	*Dolichonyx oryzivorus*	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0,0
Carouge à épaulettes	*Agelaius phoeniceus*	176	173	349	437	645	1082	93	132	225	1656	19,8
Sturnelle des prés	*Sturnella magna*	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Quiscale bronzé	*Quiscalus quiscula*	1	18	19	21	83	104	3	9	12	135	1,6
Vacher à tête brune	*Molothrus ater*	0	0	0	3	1	4	0	0	0	4	0,0
Oriole de Baltimore	*Icterus galbula*	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,0
Chardonneret jaune	*Carduelis tristis*	75	182	257	15	13	28	61	268	329	614	7,3
Moineau domestique	*Passer domesticus*	0	0	0	3	2	5	4	3	7	12	0,1
Nombre total d'individus		1025	1407	2432	1235	2716	3951	438	1547	1985	8368	100,0
Nombre total d'espèces		35	56	61	16	33	37	22	33	35	74	

* Agroforestier : Cap-Santé; agricole intensif : Saint-Hyacinthe; périurbain : Val-Bélair.

Comparaison entre la rive et l'emprise

L'abondance des oiseaux était plus élevée dans la rive (n = 5670; 67,8 %) que dans l'emprise (n = 2698; 32,2 %) et ce, pour l'ensemble des sites visités, de même qu'à chacun de ces sites (tableau 2). Le nombre total d'espèces était également plus élevé dans la rive (n = 66) que dans l'ensemble de l'emprise (n = 45) et qu'à chacun des sites (agroforestier [rive : n = 56; emprise : n = 35]; agricole intensif [rive : n = 33; emprise : n = 16]; périurbain [rive : n = 33; emprise : n = 22]) (tableau 2 et figure 2). Ainsi, on remarque que moins de la moitié des espèces observées (16/33 [48 %]) dans la rive en paysage d'agriculture intensive l'ont été dans l'emprise, alors que cette proportion était beaucoup plus élevée aux deux autres sites (agroforestier 35/56 [63 %]; périurbain 22/33 [67 %]; figure 2). Ces trois proportions ne sont toutefois pas significativement différentes ($\chi^2 = 2,56$; $p = 0,2759$).

Les espèces les plus abondantes dans l'emprise étaient l'Étourneau sansonnet et le Carouge à épaulettes. Plus de la moitié des oiseaux observés dans les emprises appartenaient à l'une de ces deux espèces, cette proportion atteignant même 92 % au site en paysage agricole intensif. Les autres espèces relativement abondantes dans les emprises des autres sites étaient le Chardonneret jaune, le Bruant chanteur, la Corneille d'Amérique et la Mésange à tête noire. Les oiseaux noirs représentaient, quant à eux, 75 % de tous les oiseaux observés dans les emprises (paysage agroforestier : 59 %; agricole intensif : 94 %; périurbain : 57 %) (tableau 2).

L'abondance de l'Étourneau sansonnet et du Carouge à épaulettes était également très grande dans la rive, où ces espèces formaient plus de 75 % de la cohorte d'oiseaux observés au site en paysage agricole intensif. Aux deux autres sites, plusieurs espèces étaient relativement abondantes dans la rive, dont le Chardonneret jaune, la Corneille d'Amérique et le Bruant chanteur. Plusieurs espèces ont été observées principalement ou uniquement dans la rive; la

plupart de celles-ci étaient des espèces de parulines, de bruants, de viréos et d'hirondelles (tableau 2).

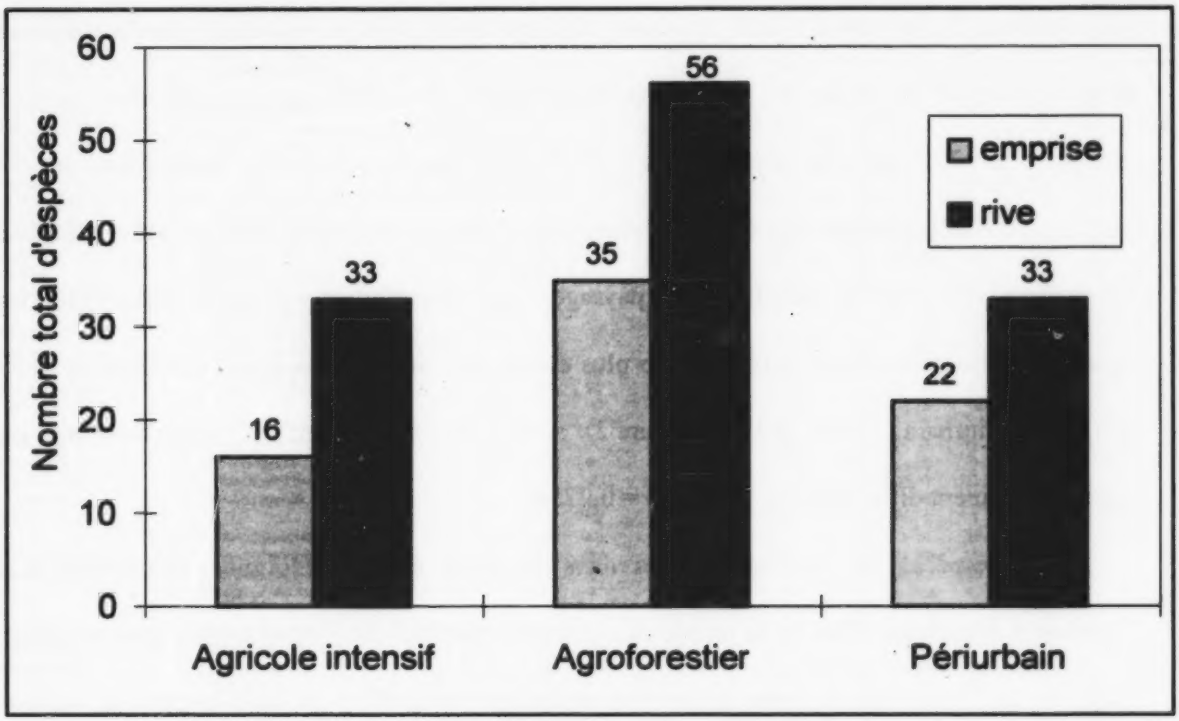


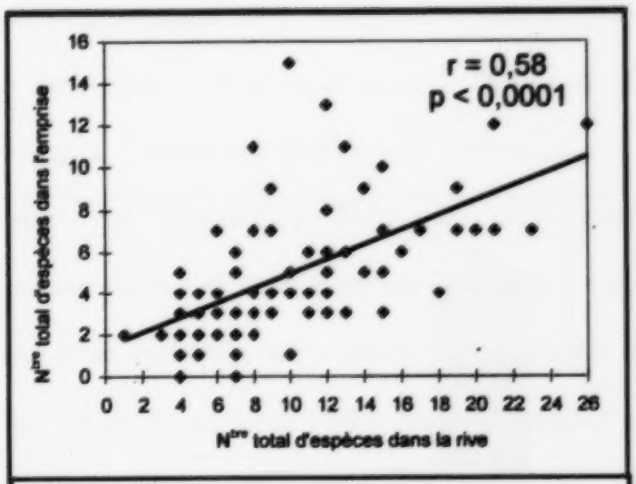
Figure 2. Nombre total d'espèces d'oiseaux observées dans les emprises autoroutières et dans les habitats adjacents (rives) situées dans trois types de paysages, au cours des deux années d'inventaires, dans le sud du Québec (Canada).

À l'opposé, seul le Passerin indigo fréquentait plus assidûment l'emprise que la rive, mais ce, seulement au site en paysage agroforestier (tableau 2).

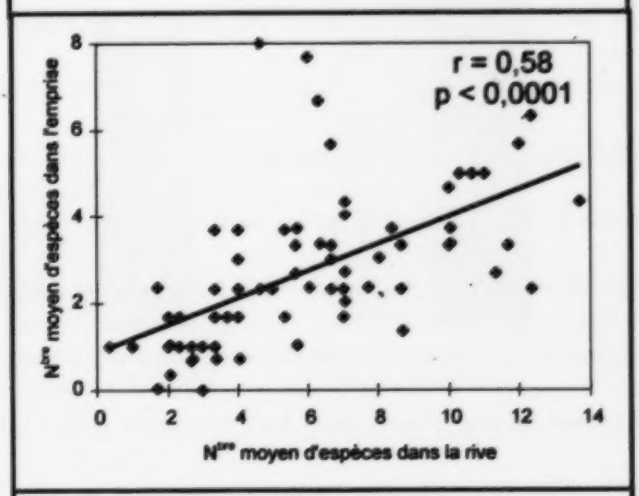
Le nombre total d'espèces observées dans les emprises au cours des deux années d'étude (années et saisons combinées) est directement relié au nombre total d'espèces observées dans la rive ($r_{pearson} = 0,72$; $p = 0,0086$; $n = 12$), et cette relation est également vraie pour chacune des années ([1999 : $r_{pearson} = 0,73$; $p = 0,0073$; $n = 12$] [2001 : $r_{pearson} = 0,63$; $p = 0,0272$; $n = 12$]). Toutefois, cette relation ne tient plus lorsqu'elle est analysée séparément pour chacune des

saisons d'inventaire, sauf pour l'été 1999 ([print. 1999 : $r_{pearson} = 0,26$; $p = 0,4152$] [été 1999 : $r_{pearson}$ 0,71; $p = 0,0099$] [aut. 1999 : $r_{pearson} = 0,37$; $p = 0,2366$] [print. 2001 : $r_{pearson} = 0,31$; $p = 0,3313$] [été 2001 : $r_{pearson} = 0,43$; $p = 0,1580$] [aut. 2001 : $r_{pearson} = 0,04$; $p = 0,8894$]). Lorsque l'unité d'analyse est la zone à chacune des saisons ($n = 72$, soit 3 sites × 2 ans × 3 saisons × 4 zones), le nombre total et le nombre moyen d'espèces observées dans les emprises sont directement reliés au nombre total et au nombre moyen d'espèces observées dans les rives ($r_{pearson} = 0,58$; $p < 0,0001$ et $r_{pearson} = 0,58$; $p < 0,0001$, respectivement; $n = 72$; figure 3). Pour sa part, l'abondance moyenne des oiseaux qui fréquentaient les emprises augmentait également avec l'abondance des oiseaux dans la rive, mais de façon moins évidente ($r_{pearson} = 0,25$; $p = 0,0360$) (figure 3). Les comparaisons de la diversité totale et de la diversité moyenne entre les sites, les saisons, les années et les sections indiquent que ces valeurs étaient plus élevées au printemps et à l'été qu'à l'automne, et ce, à chacun des trois sites (figure 4; les résultats des tests statistiques des analyses de variance sont présentés à l'annexe B). Par ailleurs, l'abondance moyenne (nombre moyen d'individus) était constante durant toute la saison au site en paysage agroforestier, mais elle était plus grande en automne au site en paysage agricole intensif. Finalement, les oiseaux étaient plus abondants au site en paysage périurbain au printemps et à l'été qu'à l'automne (figure 4).

A)



B)



C)

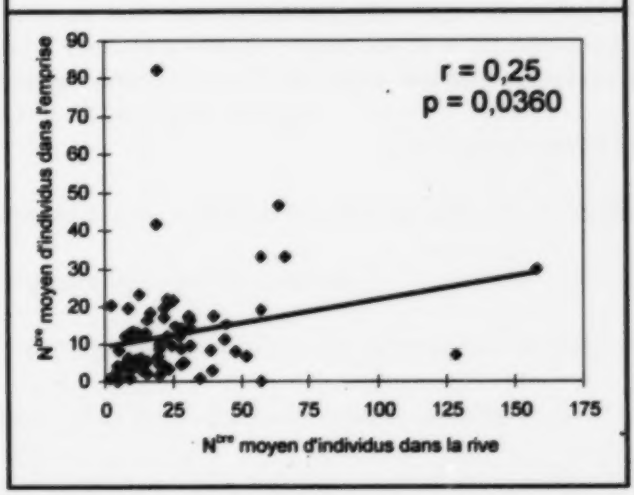


Figure 3. Relation entre l'avifaune observée dans les emprises autoroutières et dans les rives. Les valeurs illustrées sont : A) le nombre total d'espèces; B) le nombre moyen d'espèces; C) le nombre moyen d'individus observés.

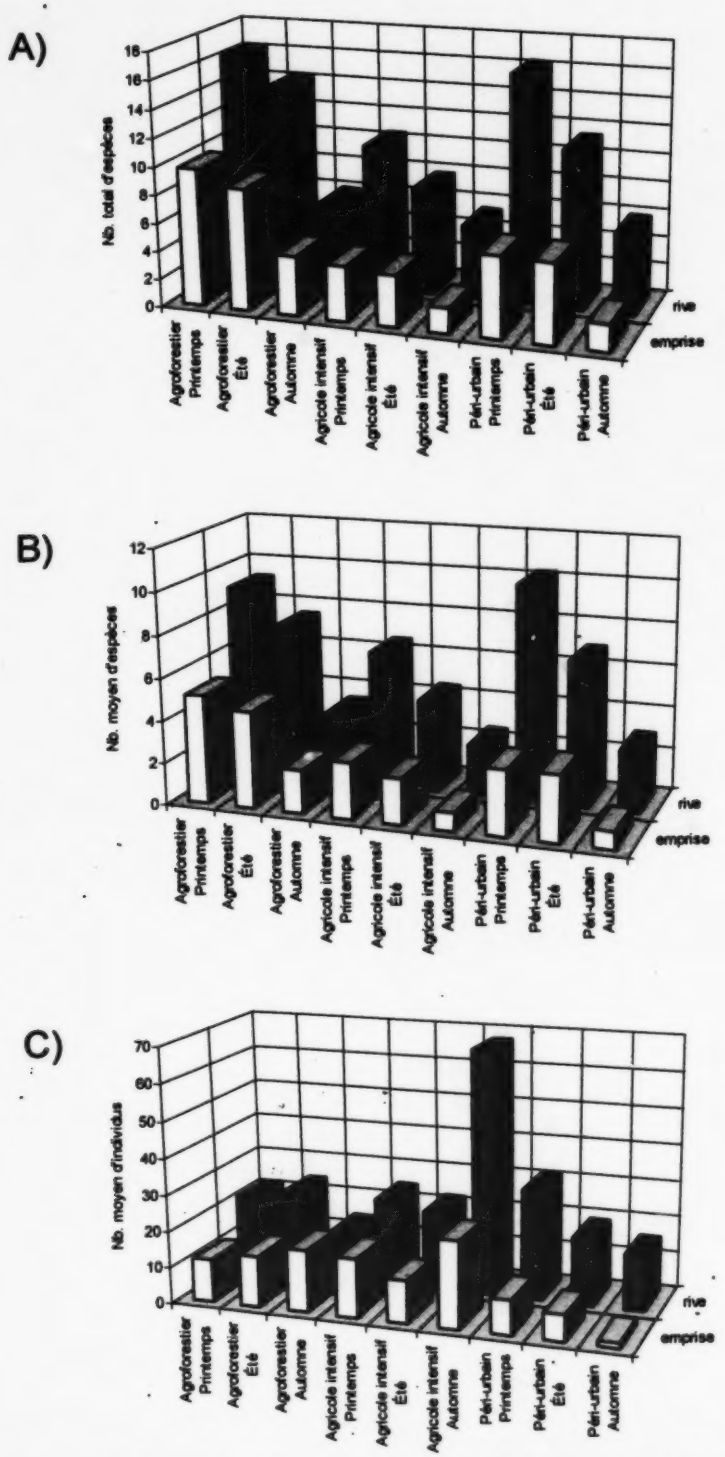


Figure 4. Nombre total d'espèces d'oiseaux (A), nombre moyen d'espèces d'oiseaux (B) et nombre moyen d'individus (C) observés dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires.

Les résultats indiquent également que la diversité et l'abondance de l'avifaune étaient plus grandes dans les rives que dans les emprises et ce, peu importe le site ou la saison (figure 4). Cependant, nous n'avons généralement pas noté de différence entre les trois sites, peu importe la saison considérée, pas plus qu'entre les deux années d'inventaire. Les tests montrent également très peu de termes d'interaction significatifs. Enfin, la distribution des résidus des différentes analyses suivait généralement une distribution normale (voir annexe B).

Utilisation par les guildes d'espèces

L'analyse des modèles de distribution au niveau des guildes d'espèces montre qu'en général, la diversité spécifique est plus grande au printemps et à l'été qu'à l'automne (figures 5, 6 et 7; voir l'annexe B pour le résultat des analyses de variance). On remarque également que la diversité est plus grande dans la rive que dans l'emprise pour l'ensemble des guildes d'oiseaux considérées lors de cette étude, mais qu'elle l'est de façon plus prononcée en paysage périurbain. On observe que la diversité des oiseaux noirs varie peu entre la rive et l'emprise au site agroforestier, tandis qu'elle ne varie pas du tout entre les trois paysages, ni entre les années d'inventaire (figure 5).

L'abondance des espèces migratrices, des espèces non nuisibles et des espèces stables est généralement plus élevée au printemps et à l'été qu'à l'automne, alors que celle des espèces nuisibles, des oiseaux noirs, des espèces résidentes et des espèces en baisse suit la même tendance temporelle que l'avifaune prise dans son ensemble (figures 8, 9 et 10). En général, et peu importe la guilde considérée, l'abondance des oiseaux est plus élevée dans la rive que dans l'emprise aux sites en paysage agricole intensif et en paysage périurbain, tandis qu'on observe des abondances similaires dans les rives et dans les emprises au site en paysage agroforestier. Il y a peu de différence dans l'abondance des oiseaux entre les sites, sauf pour les espèces

potentiellement nuisibles, les oiseaux noirs et les espèces en baisse qui sont toutes plus abondantes au site en paysage agricole intensif que dans les deux autres sites (figures 8, 9,10; annexe B).

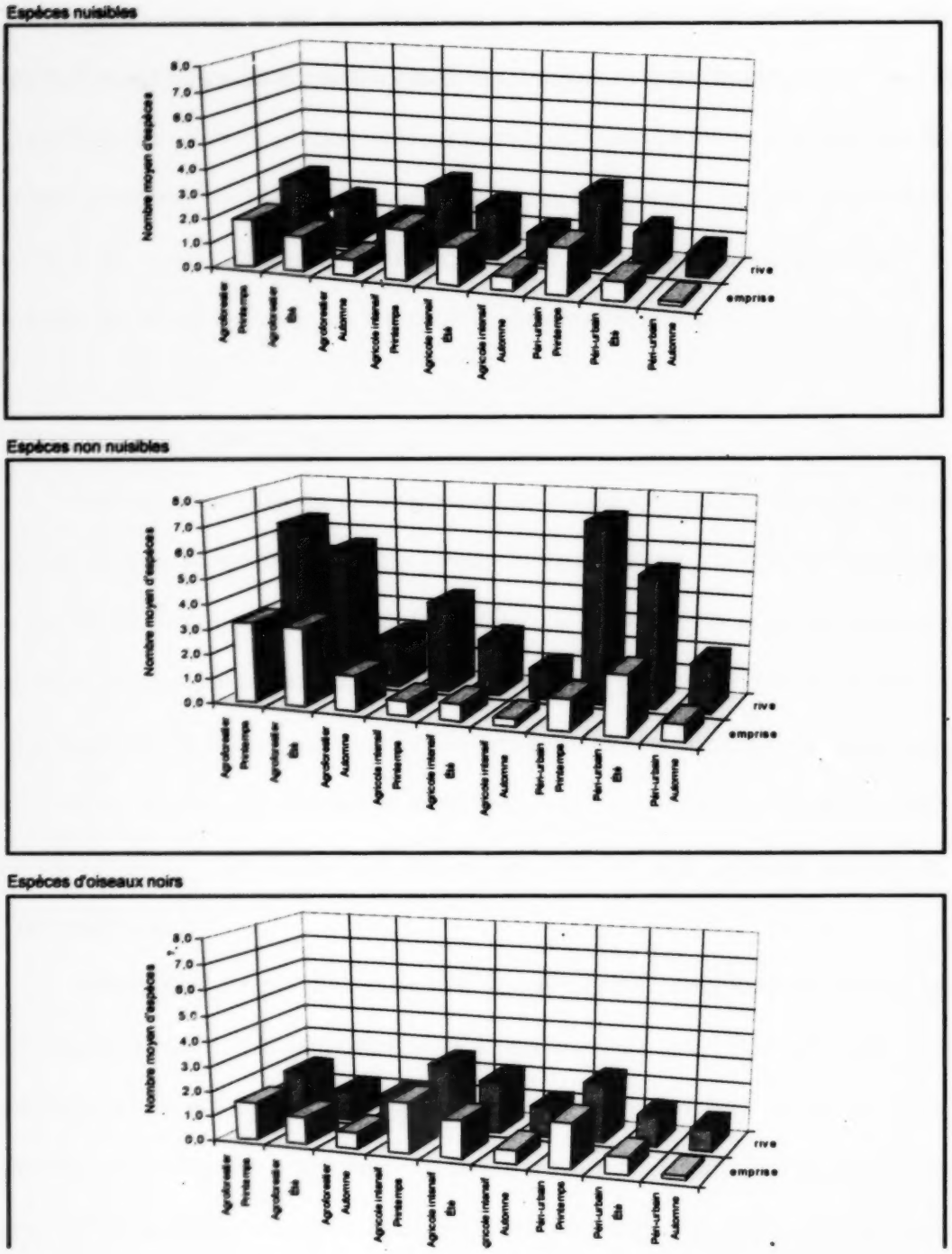
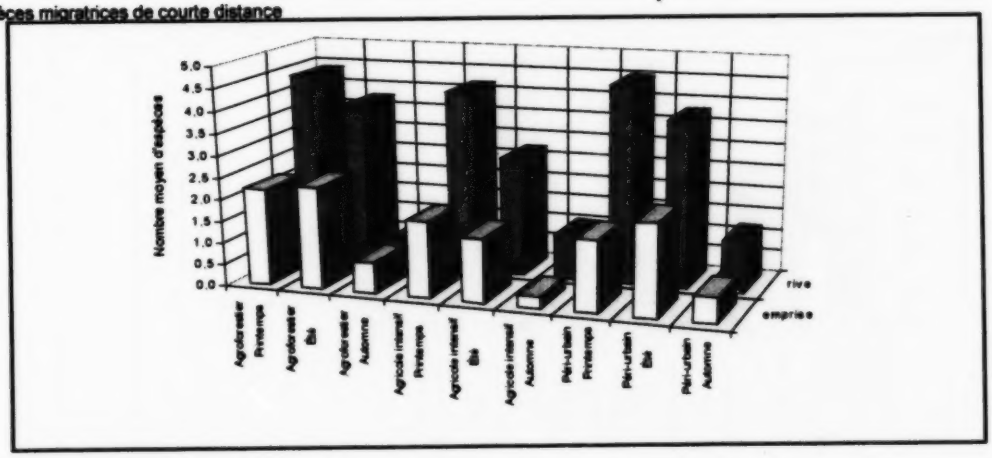
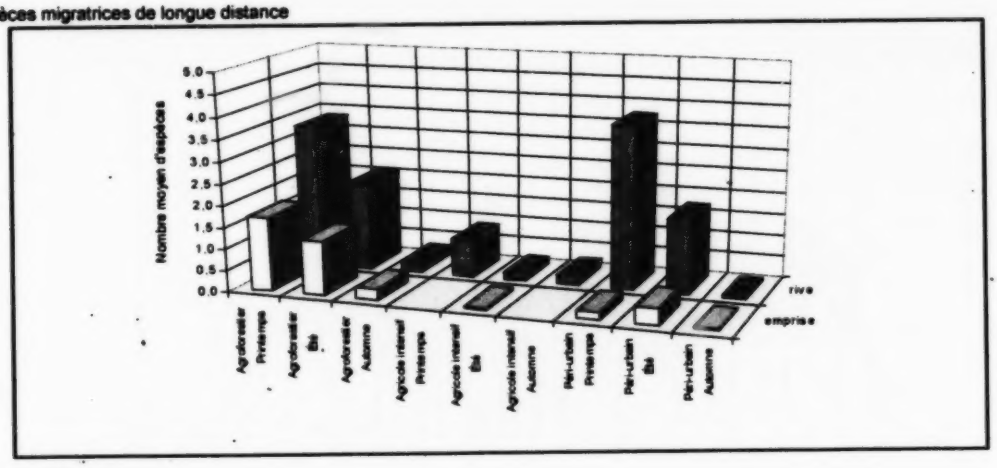


Figure 5. Nombre moyen d'espèces d'oiseaux dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires, selon leur statut de nuisance potentielle aux cultures et pour le groupe des oiseaux noirs.

Espèces migratrices de courte distance



Espèces migratrices de longue distance



Espèces résidentes

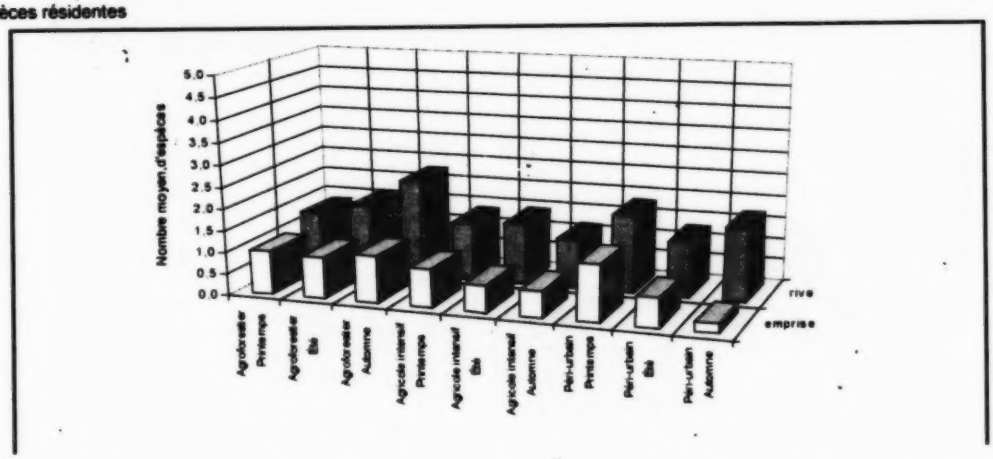
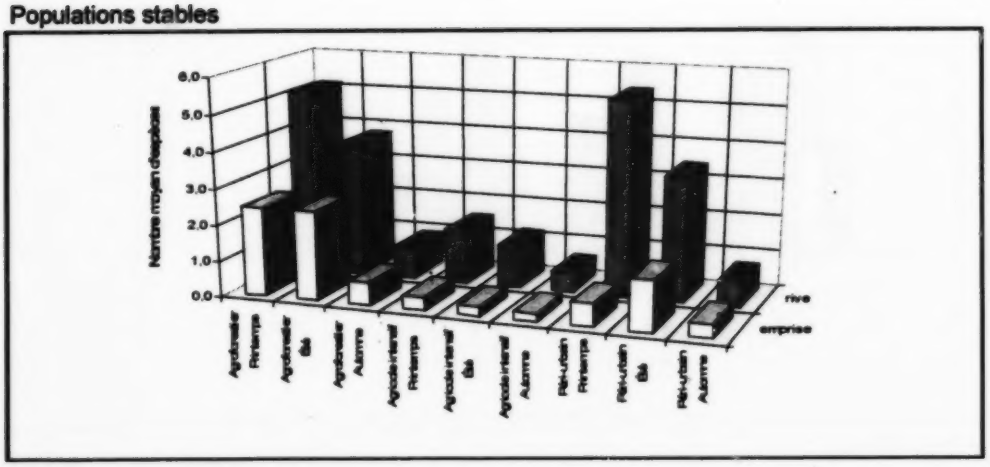
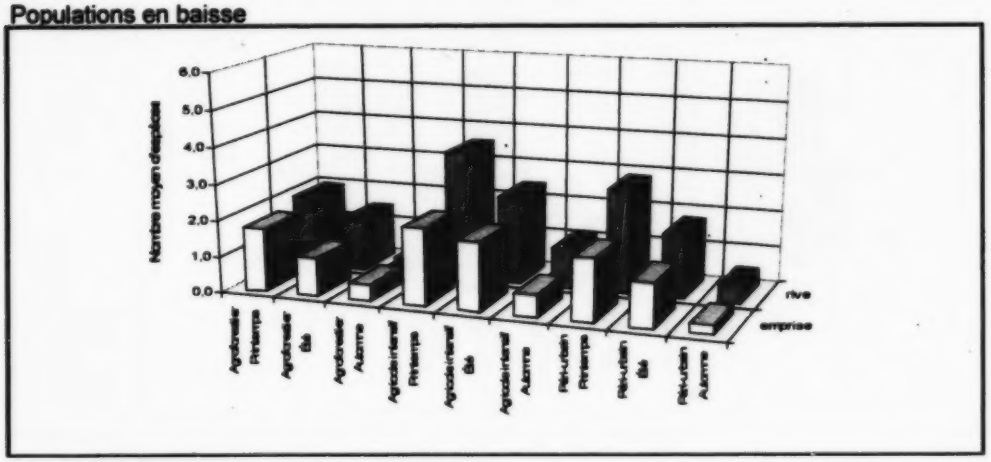


Figure 6. Nombre moyen d'espèces d'oiseaux observées dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires, selon leur statut migratoire.

Populations stables



Populations en baisse



Populations en hausse

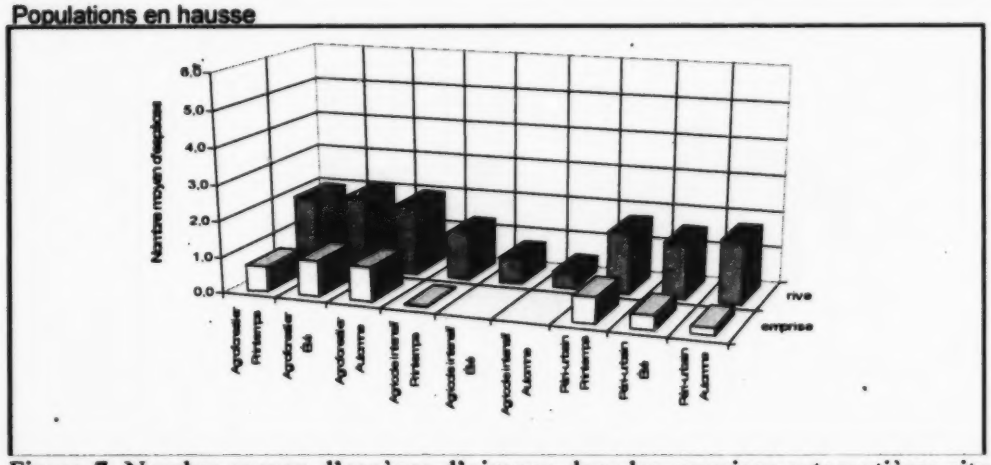


Figure 7. Nombre moyen d'espèces d'oiseaux dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires, selon la tendance démographique de leurs populations nicheuses au Québec pour la période de 1966-2000.

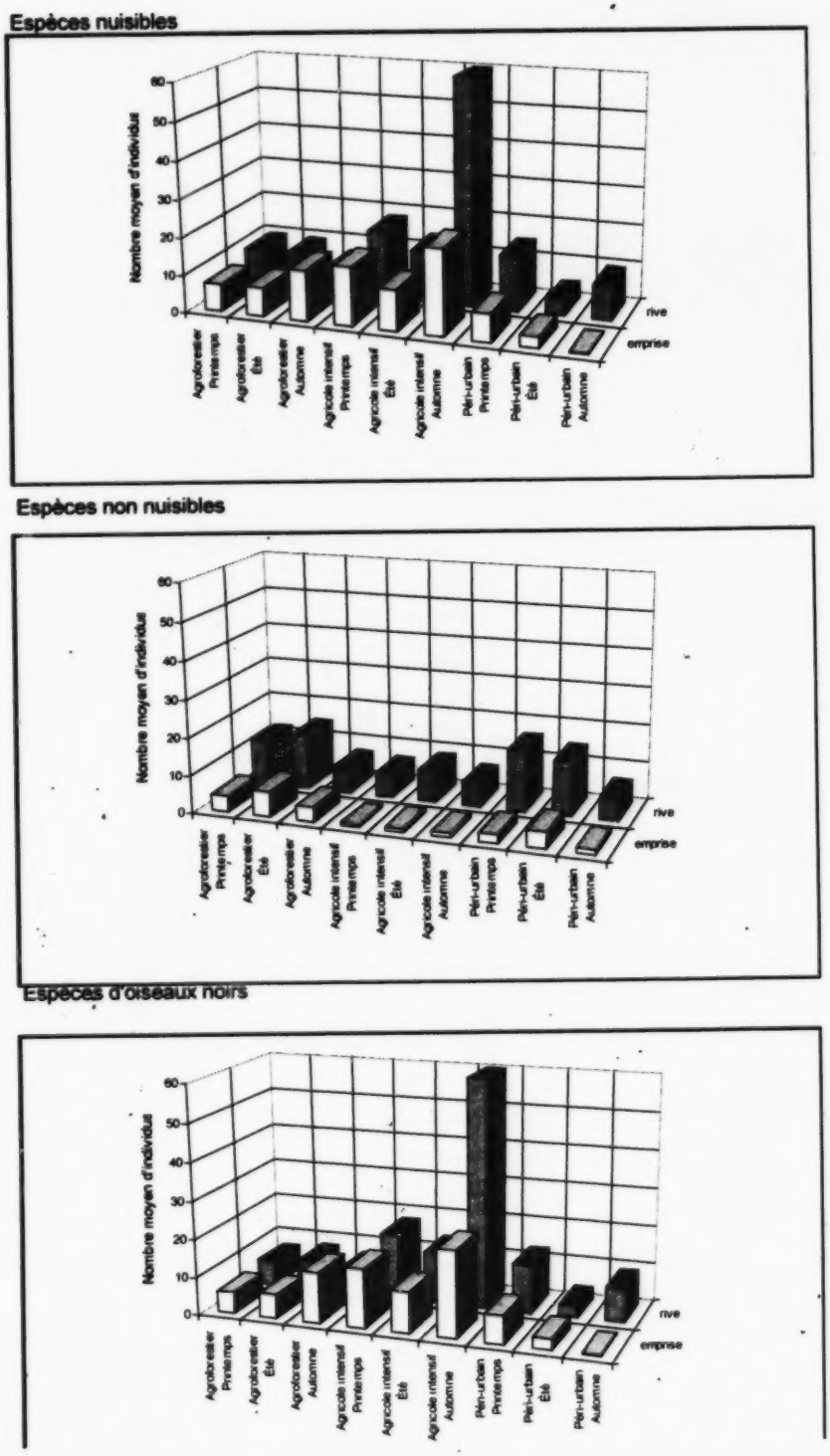
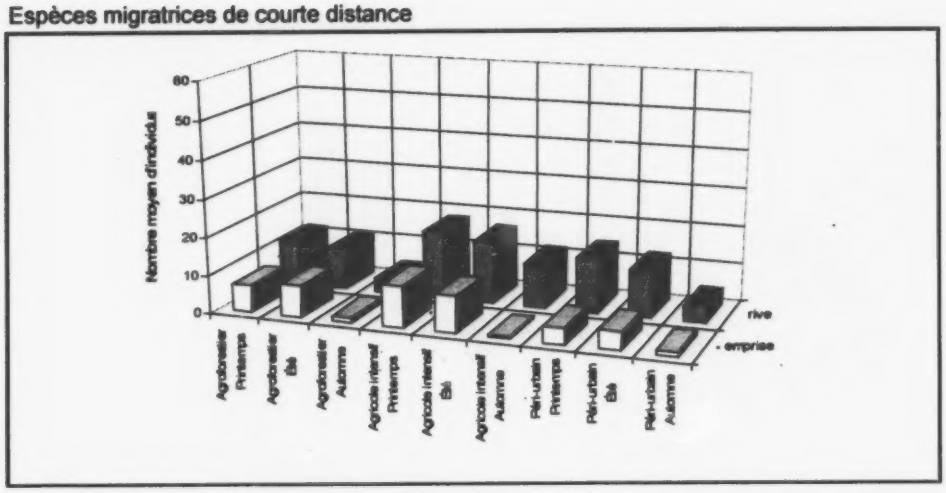
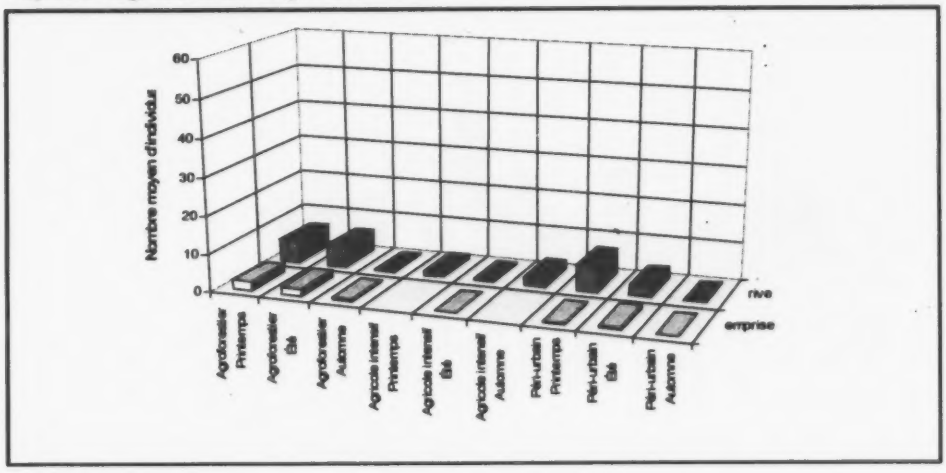


Figure 8. Nombre moyen d'oiseaux observés dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires, selon leur statut de nuisance potentielle aux cultures et pour le groupe des oiseaux noirs.

Espèces migratrices de courte distance



Espèces migratrices de longue distance



Espèces résidentes

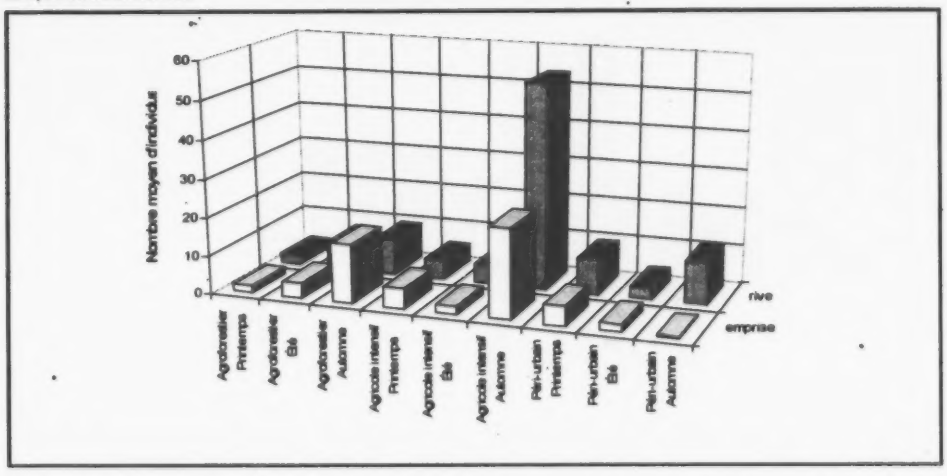
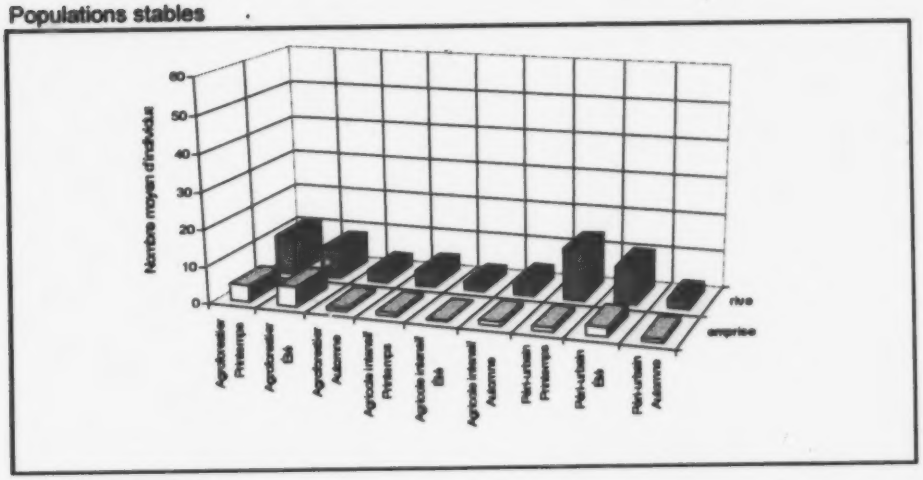
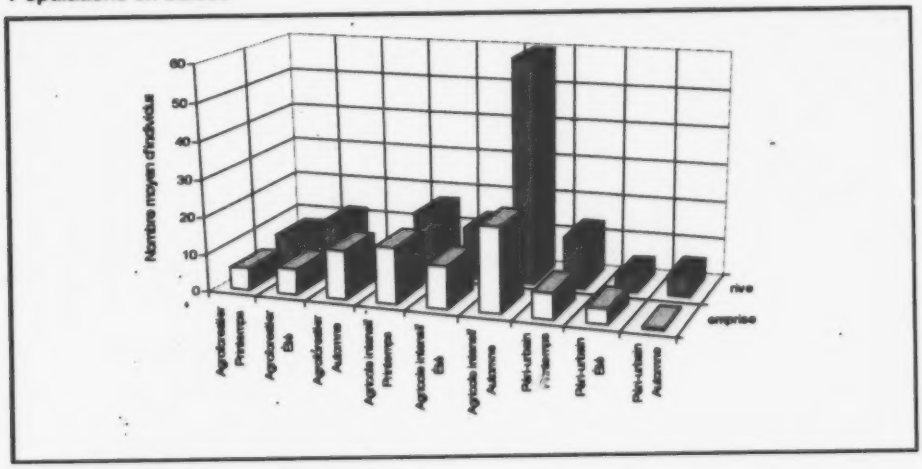


Figure 9. Nombre moyen d'oiseaux observés, selon leur statut migratoire, dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires.

Populations stables



Populations en baisse



Populations en hausse

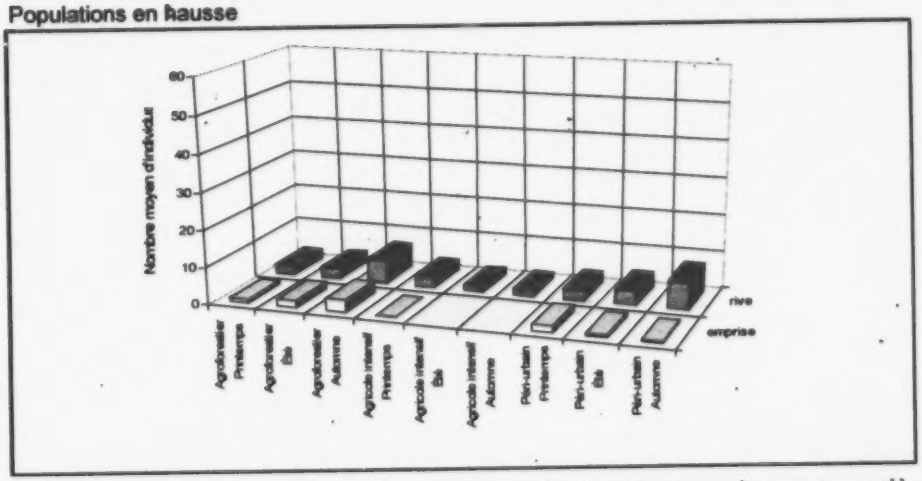


Figure 10. Nombre moyen d'oiseaux observés dans les emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires, selon la tendance démographique de leurs populations nicheuses au Québec pour la période de 1966-2000.

Composition des communautés aviaires

Pour faire suite aux comparaisons des moyennes de diversité et d'abondance de l'avifaune entre les sites et les sections, des analyses d'ordination ont été effectuées pour chacune des saisons, afin de visualiser les similitudes entre les communautés aviaires inventoriées (figure 11). Les points illustrent les moyennes calculées (± erreur-type) de la position des sites le long des deux premiers axes de l'ordination en fonction des deux sections (emprises et rives) inventoriées. Un gradient est manifestement présent sur chacune des trois ordinations où les sites inventoriés en paysage agricole intensif sont concentrés du côté gauche du premier axe, alors que ceux situés en paysages périurbain et agroforestier se regroupent du côté droit de l'axe 1, ce qui indique que les communautés aviaires du site en paysage agricole intensif diffèrent de celles observées aux deux autres sites. Ces analyses montrent également que les espèces qui dominent les communautés aviaires des rives et des emprises sont peu distincte (figure 11), puisque les points associés aux rives et aux emprises sont rapprochés les uns des autres pour un même site.

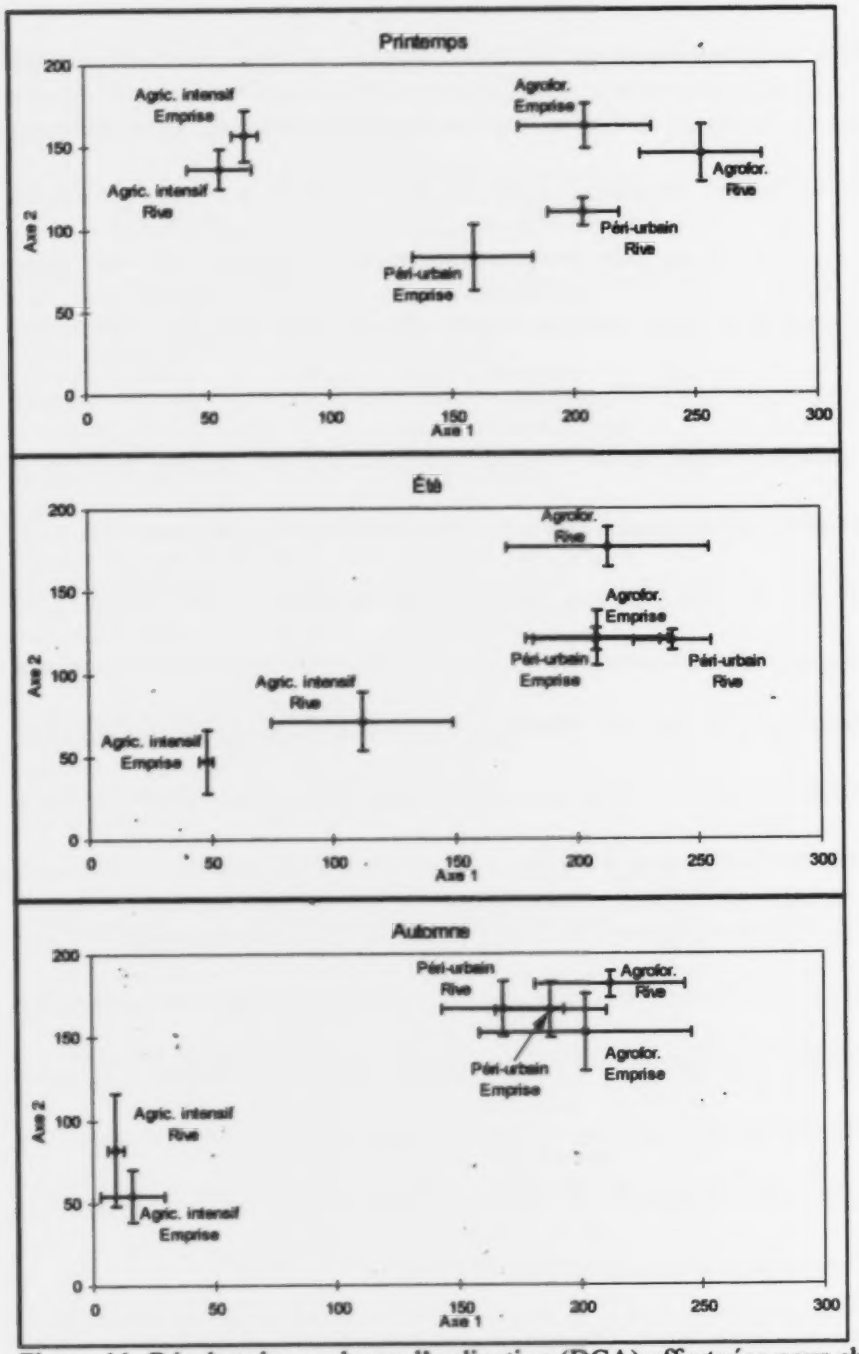


Figure 11. Résultat des analyses d'ordination (DCA) effectuées pour chacune des saisons à partir de l'abondance des oiseaux dans la rive et dans l'emprise aux trois sites visités (les moyennes et l'erreur-type des résultats sur les deux premiers axes sont présentées). Note : des sites rapprochés les uns des autres dans la figure illustrant l'ordination indique que leurs communautés d'oiseaux sont semblables, alors que des sites éloignés hébergent des communautés d'oiseaux différentes.

On assiste également à un regroupement des sites du printemps vers l'automne, ce qui suggère que les communautés d'oiseaux sont plus homogènes tard en saison. Les espèces qui contribuent le plus au positionnement des sites le long des deux premiers axes sont présentées dans le tableau 3 et ce, en fonction de leur abondance respective à chacun des sites (voir également l'abondance des espèces à chacun des sites dans le tableau 2). Le Carouge à épaulettes, le Pluvier kildir et l'Étourneau sansonnet, trois espèces abondantes en paysage agricole intensif, sont les espèces qui sont associées négativement au positionnement des sites le long du premier axe et ce, à chacune des saisons; la Mésange à tête noire et la Paruline masquée sont celles qui dirigent le positionnement des sites en paysages périurbain et agroforestier du côté droit du premier axe, puisque ces espèces sont fréquemment observées à ces sites alors qu'elles sont peu présentes au site en paysage agricole intensif. Plusieurs espèces de parulines sont également associées au positionnement des sites le long du premier axe dans l'analyse des données printanières. La démarcation des sites le long du deuxième axe est, par ailleurs, moins évidente, comme l'indiquent les valeurs propres (*eigenvalue*) liées à cet axe qui sont moins élevées que celles associées à l'axe 1. Elle se manifeste surtout à l'automne, période où les sites en paysage agricole intensif sont de nouveau éloignés des sites des deux autres types de paysages.

Enfin, les communautés d'oiseaux ont été comparées entre les trois sites au moyen du coefficient de similarité de Steinhaus (Legendre et Legendre, 1984), pour lequel l'unité d'analyse était l'abondance moyenne des espèces à chacun des sites (tableau 4).

Tableau 3. Coefficients de corrélation (Pearson) significatifs ($p < 0,05$) entre l'abondance des espèces d'oiseaux et leurs positions sur les deux premiers axes des DCA faites pour les trois sites visités et pour chacune des saisons.

Printemps

Espèce	axe 1
Carouge à épaulettes	-0,74
Pluvier kildir	-0,48
Goéland à bec cerclé	-0,43
Quiscale bronzé	-0,36
Hirondelle rustique	-0,35
Étourneau sansonnet	-0,32
Jaseur d'Amérique	0,32
Moucherolle des aulnes	0,36
Paruline à joues grises	0,38
Bruant à gorge blanche	0,38
Paruline à flancs marron	0,41
Corneille d'Amérique	0,42
Grive fauve	0,42
Paruline couronnée	0,43
Paruline à gorge noire	0,47
Paruline triste	0,48
Viréo aux yeux rouges	0,49
Paruline à tête cendrée	0,51
Mésange à tête noire	0,53
Paruline masquée	0,54
eigenvalue = 0,48	

Espèce	axe 2
Canard colvert	-0,43
Corneille d'Amérique	-0,40
Jaseur d'Amérique	0,32
Hirondelle *spp.*	0,33
Canard noir	0,34
Carouge à épaulettes	0,56
eigenvalue = 0,20	

Été

Espèce	axe 1
Carouge à épaulettes	-0,72
Étourneau sansonnet	-0,44
Pluvier kildir	-0,35
Chardonneret jaune	0,30
Goéland à bec cerclé	0,31
Moucherolle des aulnes	0,31
Jaseur d'Amérique	0,32
Paruline bleue	0,34
Geai bleu	0,36
Bruant à gorge blanche	0,43
Corneille d'Amérique	0,47
Paruline masquée	0,52
Mésange à tête noire	0,53
eigenvalue = 0,61	

Espèce	axe 2
Carouge à épaulettes	-0,61
Pluvier kildir	-0,30
Chardonneret jaune	0,30
Étourneau sansonnet	0,31
Paruline à flancs marron	0,35
Paruline à gorge noire	0,35
Merle d'Amérique	0,38
Paruline masquée	0,39
Geai bleu	0,43
Mésange à tête noire	0,44
Bruant à gorge blanche	0,44
Paruline bleue	0,45
Viréo aux yeux rouges	0,49
eigenvalue = 0,23	

Automne

Espèce	axe 1
Étourneau sansonnet	-0,60
Épervier brun	0,29
Pioui de l'Est	0,29
Paruline masquée	0,33
Mésange à tête noire	0,62
eigenvalue = 0,72	

Espèce	axe 2
Étourneau sansonnet	-0,55
Bruant *spp.*	-0,37
Hirondelle bicolore	0,32
Urubu à tête rouge	0,32
Corneille d'Amérique	0,33
Mésange à tête noire	0,43
eigenvalue = 0,54	

Note : le coefficient de corrélation de Pearson varie de « -1 » à « 1 » : une valeur de -1 indique une forte relation inverse entre les groupes comparés, une valeur de 1 indique que les valeurs sont directement reliées, alors qu'une valeur de « 0 » indique qu'il n'existe aucune relation entre les groupes comparés.

Tableau 4. Coefficients de similarité de Steinhaus comparant l'avifaune fréquentant les trois sites visités. Les coefficients sont calculés pour les emprises et pour les rives séparément (les valeurs maximales des comparaisons entres les trois sites sont marquées en gris).

EMPRISE			Steinhaus	RIVE			Steinhaus
1999	printemps	CAP vs HYA	0,4361	1999	printemps	CAP vs HYA	0,3859
		CAP vs VAL	0,4828			CAP vs VAL	**0,5466**
		HYA vs VAL	**0,5483**			HYA vs VAL	0,3499
	été	CAP vs HYA	0,4557		été	CAP vs HYA	0,2674
		CAP vs VAL	0,4977			CAP vs VAL	**0,4677**
		HYA vs VAL	**0,5161**			HYA vs VAL	0,3648
	automne	CAP vs HYA	**0,8748**		automne	CAP vs HYA	0,0735
		CAP vs VAL	0,0426			CAP vs VAL	**0,4422**
		HYA vs VAL	0,0161			HYA vs VAL	0,2375
2001	printemps	CAP vs HYA	0,3584	2001	printemps	CAP vs HYA	0,4126
		CAP vs VAL	**0,6029**			CAP vs VAL	**0,7435**
		HYA vs VAL	0,3403			HYA vs VAL	0,4600
	été	CAP vs HYA	0,2145		été	CAP vs HYA	0,4726
		CAP vs VAL	**0,4000**			CAP vs VAL	**0,6204**
		HYA vs VAL	0,0882			HYA vs VAL	0,2377
	automne	CAP vs HYA	0,0669		automne	CAP vs HYA	0,2174
		CAP vs VAL	**0,3448**			CAP vs VAL	**0,5671**
		HYA vs VAL	0,0952			HYA vs VAL	0,0640

HYA = paysage agricole intensif; CAP = paysage agroforestier; VAL = paysage périurbain.
Note : Un coefficient de « 0 » indique que les communautés d'oiseaux sont très différentes, alors qu'une valeur près de « 1 » indique que les communautés d'oiseaux sont très semblables.

Ces coefficients démontrent encore ici que l'avifaune du site en paysage agricole intensif diffère de celle des sites en paysages agroforestier et périurbain, autant par sa composition que par l'abondance des espèces qui s'y trouvent, comme l'indiquent les faibles valeurs des coefficients de similarité. Les valeurs maximales sont généralement associées aux indices calculés entre ces deux derniers sites. Ce modèle est toutefois moins présent pour l'avifaune observée dans les emprises en 1999 (tableau 4).

Caractéristiques biophysiques des emprises

La largeur des emprises variait peu d'un site à l'autre : paysage agricole intensif (75,3 ± 14,4 m); paysage agroforestier (117,3 ± 5,2 m au total, mais seulement 67,3 ± 5,2 m si le terre-plein central associé à la berge est exclus); paysage périurbain (66,9 ± 2,6 m). Les unités de gestion différaient en largeur les unes des autres et entre les trois sites : l'accotement vert et la berge étaient plus large au site en paysage agroforestier qu'ailleurs, tandis que le fossé et le talus étaient plus large au site en paysage agricole intensif qu'aux sites dans les deux autres paysages (tableau 5). Les trois sites étaient également différents en ce qui a trait aux caractéristiques végétales, mais sans qu'un modèle clair n'émerge en fonction d'un site donnée ou d'une unité de gestion donnée (tableau 5). Mentionnons toutefois que les moyennes mesurées sont considérablement différentes en raison des tailles d'échantillons élevées, puisque les différences des valeurs mesurées étaient relativement faibles pour plusieurs des descripteurs mesurés. Finalement, le type d'habitat riverain ne différait que légèrement entre les trois sites : la proportion de milieu forestier était plus faible et celle de grandes cultures plus élevée au site en paysage agricole intensif qu'aux autres sites.

Tableau 5. Caractéristiques biophysiques des unités de gestion des emprises étudiées dans la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001.

	Paysage agricole intensif			Paysage agroforestier			Paysage périurbain			Kruskal-Wallis	
	Moyenne	S.E.[1]	n	Moyenne	S.E.	n	Moyenne	S.E.	n	H	p
Accotement vert :											
Largeur (m)	0,66	0,05	36	0,84	0,08	48	0,82	0,05	36	4,82	0,0899
Obstruction végétale	16,52	0,24	469	20,48	0,69	436	17,13	0,46	328	14,87	0,0006
Hauteur de la végétation vivante	22,14	0,47	469	29,74	0,79	436	27,28	0,80	328	61,42	<0,0001
Hauteur de la végétation morte	12,25	0,30	469	14,02	0,36	436	11,88	0,31	328	16,95	0,0002
Épaisseur de la litière	0,26	0,03	469	0,43	0,03	436	0,07	0,02	328	89,79	<0,0001
% de recouvrement de la strate herbacée	98,90	0,16	469	93,12	0,76	436	82,16	1,23	328	290,21	<0,0001
% de recouvrement de la strate arbustive	0,00	0,00	469	0,00	0,00	436	0,00	0,00	328	—	—
% de recouvrement de la strate arborée	0,00	0,00	469	0,00	0,00	436	0,00	0,00	328	—	—
Talus :											
Largeur (m)	12,79	0,50	36	9,64	0,30	48	9,99	0,18	36	46,36	<0,0001
Obstruction végétale	51,41	1,72	465	37,56	0,99	435	42,93	1,33	329	21,42	<0,0001
Hauteur de la végétation vivante	77,68	1,71	469	58,61	1,22	435	66,22	1,59	329	68,65	<0,0001
Hauteur de la végétation morte	26,10	1,13	469	30,92	0,75	435	28,67	0,86	329	78,32	<0,0001
Épaisseur de la litière	2,36	0,06	469	2,49	0,07	435	2,35	0,08	329	2,24	0,3266
% de recouvrement de la strate herbacée	99,42	0,22	469	99,20	0,35	435	99,54	0,30	329	6,23	0,0444
% de recouvrement de la strate arbustive	0,00	0,00	469	0,14	0,04	435	0,06	0,05	329	13,00	0,0015
% de recouvrement de la strate arborée	0,00	0,00	469	0,00	0,00	435	0,00	0,00	329	—	—
Fossé :											
Largeur (m)	3,75	0,19	33	2,15	0,12	48	2,95	0,17	36	39,59	<0,0001
Hauteur de la végétation vivante	106,10	2,49	417	146,37	4,08	435	109,80	3,04	329	80,86	<0,0001
Hauteur de la végétation morte	47,90	2,43	417	92,57	2,51	435	57,17	2,19	329	219,34	<0,0001
Épaisseur de la litière	0,22	0,03	417	0,46	0,06	435	0,21	0,04	329	11,44	0,0033
% de recouvrement de la strate herbacée	92,81	0,91	417	87,48	0,93	435	80,99	1,28	329	141,44	<0,0001
% de recouvrement de la strate arbustive	0,00	0,00	417	13,71	1,01	435	0,97	0,20	329	380,27	<0,0001
% de recouvrement de la strate arborée	0,00	0,00	417	0,32	0,06	435	0,00	0,00	329	45,55	<0,0001
Berge :											
Largeur (m)	5,20	0,34	21	16,83	1,22	48	7,08	0,34	24	52,94	<0,0001
Hauteur de la végétation vivante	86,14	2,96	263	634,21	39,00	222	162,83	5,67	217	261,07	<0,0001
Hauteur de la végétation morte	41,89	2,77	263	172,56	11,44	223	86,94	3,10	217	264,95	<0,0001
Épaisseur de la litière	2,57	0,10	263	2,83	0,11	223	2,89	0,10	217	8,09	0,0175
% de recouvrement de la strate herbacée	99,79	0,07	263	91,30	1,14	223	96,87	0,83	217	107,14	<0,0001
% de recouvrement de la strate arbustive	0,10	0,06	263	33,33	1,78	223	17,63	1,73	217	374,61	<0,0001
% de recouvrement de la strate arborée	0,00	0,00	263	13,48	1,51	223	0,37	0,09	217	233,74	<0,0001
Rive :											
% anthropique	19,17	14,17	4	20,75	11,90	4	4,17	4,17	4	2,84	0,2413
%forêt	2,71	2,71	4	61,83	20,56	4	79,17	18,16	4	7,90	0,0193
% friche	0,00	0,00	4	9,75	9,75	4	14,58	14,58	4	1,11	0,5730
% grande culture	76,04	13,06	4	2,08	2,08	4	0,00	0,00	4	9,37	0,0092
% production laitière	2,08	2,08	4	5,59	3,93	4	2,08	2,08	4	0,66	0,7201
Indice de Shannon	0,19	0,07	4	0,29	0,14	4	0,14	0,10	4	1,40	0,4943

[1] S.E. : erreur-type

Utilisation des unités de gestion des emprises par les oiseaux

En général, l'avifaune observée dans les différentes unités de gestion est dominée par deux espèces, soit l'Étourneau sansonnet, dont les effectifs (n = 1184) contribuent à près de 44 % de tous les oiseaux observés (n = 2698), et le Carouge à épaulettes, dont l'abondance totale s'élève à 706 individus (26,2 %) (tableau 6). Seulement neuf espèces ont été observées dans l'accotement vert des emprises et l'Étourneau sansonnet dominait largement les effectifs à chacun des trois sites. Le talus était, pour sa part, fréquenté par quinze espèces; l'Étourneau sansonnet étant encore une fois l'espèce dominante. Dix-huit espèces ont été recensées dans les fossés inventoriés, dont les plus abondantes étaient le Carouge à épaulettes, l'Étourneau sansonnet et le Chardonneret jaune, bien qu'ils ne couvraient que de faibles superficies. L'abondance totale des oiseaux observés dans la berge (n = 1114) se comparait à celle du talus (n = 1047), mais la diversité totale y était beaucoup plus élevée, soit plus du double (37 espèces); les espèces les plus abondantes étaient encore une fois le Carouge à épaulettes et l'Étourneau sansonnet. Certaines espèces étaient toutefois relativement communes dans la berge à certains sites donnés, par exemple la Mésange à tête noire au site en paysage agroforestier et le Bruant chanteur en paysage périurbain. La majorité des parulines, viréos et bruants ont d'ailleurs été vus dans la berge ou le fossé. Quelques espèces ont été observées principalement dans l'accotement vert ou le talus, dont la Corneille d'Amérique, le Pigeon biset et le Quiscale bronzé. L'Étourneau sansonnet était, quant à lui, fréquemment observé dans toutes les unités de gestion. La diversité totale et moyenne par inventaire est généralement la plus faible dans l'accotement vert et augmente en allant vers la berge et ce, notamment aux sites en paysages agroforestier et périurbain, alors que la diversité est en général plus élevée dans le talus, suivi de la berge, du fossé et de l'accotement vert au site en paysage agricole intensif (figure 12).

Tableau 6. Abondance des espèces d'oiseaux observées dans les diverses unités de gestion des emprises étudiées dans la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001.

	Agroforestier**					Agricole intensif					Périurbain						
Espèce	Acc.*	Tal.	Fos.	Ber.	Ttes	Acc.	Tal.	Fos.	Ber.	Ttes	Acc.	Tal.	Fos.	Ber.	Ttes	Total	%
Canard colvert													7		7	7	0,3
Busard Saint-Martin				1	1											1	0,0
Épervier de Cooper														1	1	1	0,0
Crécerelle d'Amérique	2				2											2	0,1
Pluvier kildir							2	5		7						7	0,3
Chevalier *spp.*								1		1						1	0,0
Bécasseau *spp.*								1		1						1	0,0
Goéland à bec cerclé											1				1	1	0,0
Pigeon biset		3		1	4	15	7			22	1	3		2	6	32	1,2
Tourterelle triste				2	2		1			1						3	0,1
Pic mineur				1	1									1	1	2	0,1
Pic flamboyant			1	3	4											4	0,1
Moucherolle des aulnes				1	1								1		1	2	0,1
Tyran tritri		1		3	4				1	1						5	0,2
Hirondelle bicolore				1	1											1	0,0
Geai bleu				8	8									2	2	10	0,4
Corneille d'Amérique	7	11	1	33	52						15	17	6	8	46	98	3,6
Mésange à tête noire			6	63	69									7	7	76	2,8
Grive fauve				4	4											4	0,1
Merle d'Amérique				13	13											13	0,5
Jaseur d'Amérique				53	53							2		2	4	57	2,1
Étourneau sansonnet	62	199		113	374	77	539	54	34	704	26	65	15		108	1184	43,9
Viréo de Philadelphie				1	1											1	0,0
Viréo aux yeux rouges				4	4											4	0,1
Viréo *spp.*				1	1											1	0,0
Paruline jaune				8	8									4	4	12	0,4
Paruline à flancs marron				8	8									2	2	10	0,4
Paruline à tête cendrée				2	2											2	0,1
Paruline bleue				1	1											1	0,0
Paruline triste				5	5											5	0,2
Paruline masquée			7	48	55							1	2	14	17	72	2,7
Paruline *spp.*				5	5											5	0,2
Passerin indigo				13	13											13	0,5
Bruant vespéral							1			1						1	0,0
Bruant des prés									1	1		1	1	2	4	5	0,2
Bruant chanteur	1	5	8	48	62		3		12	15		3	18	39	60	137	5,1
Bruant des marais			1		1											1	0,0
Bruant à gorge blanche			3	4	7									3	3	10	0,4
Bruant *spp.*		1	1	4	6	1	1			2		3	2		5	13	0,5
Carouge à épaulettes	10	24	24	118	176	10	98	51	278	437	9	14	42	28	93	706	26,2
Quiscale bronzé			1		1	1	16	2	2	21	1		2		3	25	0,9
Vacher à tête brune									3	3						3	0,1
Oriole de Baltimore				1	1											1	0,0
Chardonneret jaune		20	9	46	75		1	9	5	15		5	17	39	61	151	5,6
Moineau domestique									3	3				4	4	7	0,3
N^bre total d'espèces	5	8	11	32	35	5	11	7	9	16	6	10	11	16	22	45	
N^bre total d'individus	82	264	62	617	1025	0	104	669	123	339	1235	0	53	114	113	158	438	2698	

* Acc. : accotement vert; Tal. : talus; Fos. : fossé; Ber. : berge; Ttes : toutes

** Paysage agricole intensif (Saint-Hyacinthe); paysage agroforestier (Cap-Santé ; paysage périurbain (Val-Bélair).

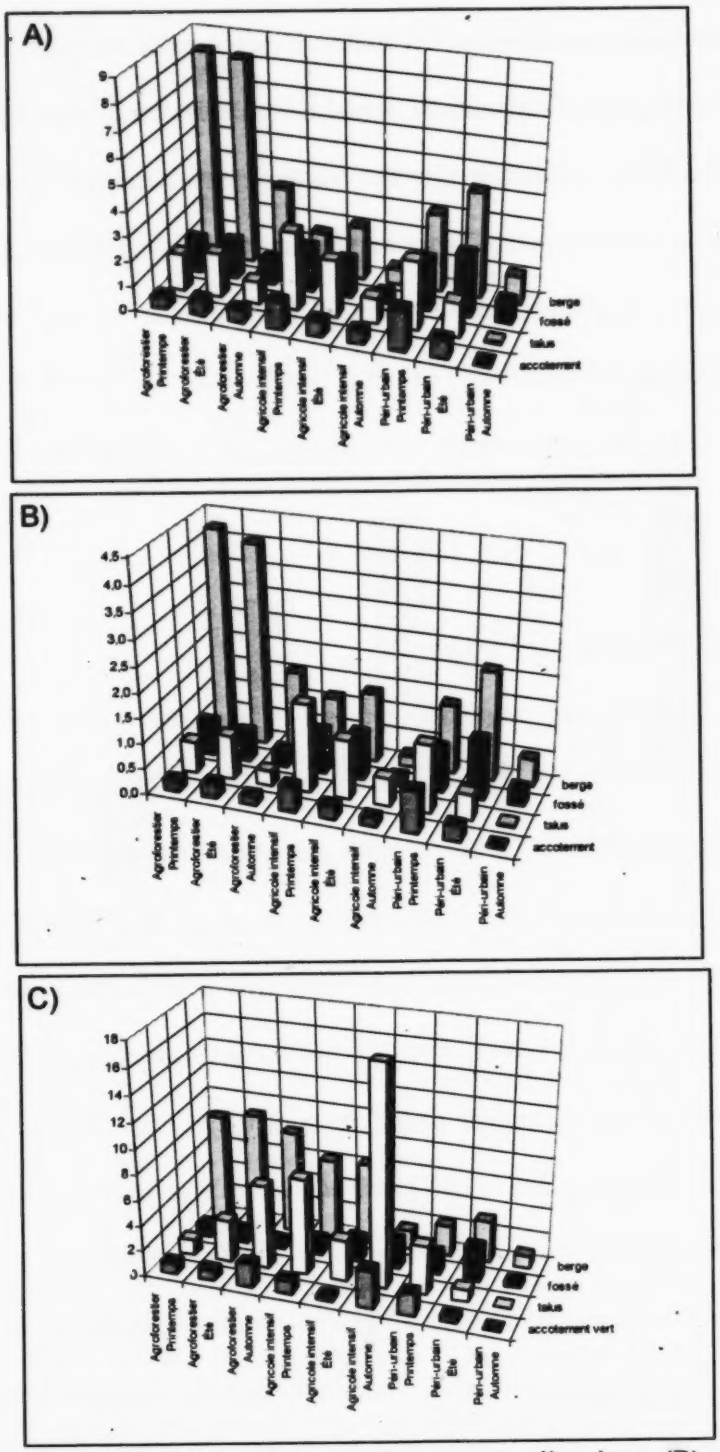


Figure 12. Nombre total d'espèces (A), nombre moyen d'espèces (B) et nombre moyen d'individus (C) chez les oiseaux observés dans les unités de gestion des emprises autoroutières situées dans trois paysages et au cours de trois saisons d'inventaires (1999-2001) dans le sud du Québec (Canada).

L'abondance moyenne des oiseaux variait également entre les unités de gestion, où les oiseaux étaient généralement plus nombreux dans les talus et les berges que dans les accotements verts et les fossés. Aucune interaction significative avec les variables « saisons » et « années » n'a été notée (figure 12; voir l'annexe C pour les résultats des tests statistiques).

Parmi les unités de gestion, seule la diversité totale dans la berge ($p < 0,05$) (et dans une certaine mesure, celle dans le fossé aussi [$p = 0,12$]) était reliée à la diversité totale dans la rive, et cette relation s'estompait à mesure qu'on s'éloignait de la rive en direction de la chaussée (figure 13).

Gestion des tontes et utilisation par l'avifaune

Nous avons comparé, dans un premier temps, l'avifaune observée avec les caractéristiques végétales du talus n'ayant pas fait l'objet d'une tonte (traitement), selon le nombre d'automnes précédant les inventaires (tableau 7). On constate que seule l'abondance moyenne des oiseaux différait entre les traitements et ce, principalement à cause de l'abondance moyenne des Étourneaux sansonnets ($H = 7,29$, $p = 0,026$), de même que de celle, dans une moindre mesure, des Carouges à épaulettes ($H = 5,44$, $p = 0,066$), qui diminue avec l'arrêt des tontes. De fait, l'Étourneau sansonnet était pratiquement absent des talus n'ayant pas fait l'objet de tonte depuis deux ans comparativement aux talus faisant l'objet de tontes régulières et ce, pour les trois sites étudiés (figure 14).

Des comparaisons analogues ont été effectuées avec les variables décrivant la végétation des unités de gestion pour déterminer l'effet des divers types de traitement (un ou deux ans sans tonte) par rapport à la zone dite témoin (une ou plusieurs tontes annuelles) (tableau 8). Les résultats indiquent que la hauteur de la végétation morte, l'épaisseur de la litière et le pourcentage de recouvrement de la strate herbacée différaient entre les trois traitements, puisque les valeurs

étaient considérablement plus élevées dans les talus non tondus depuis deux ans. Par contre, il est à noter que certaines différences sont probablement davantage liées au point de vue statistique (en raison d'une taille d'échantillonnage élevée) que biologique. Les autres mesures de structure ou de recouvrement végétal ne différaient cependant pas d'un traitement à l'autre (tableau 8).

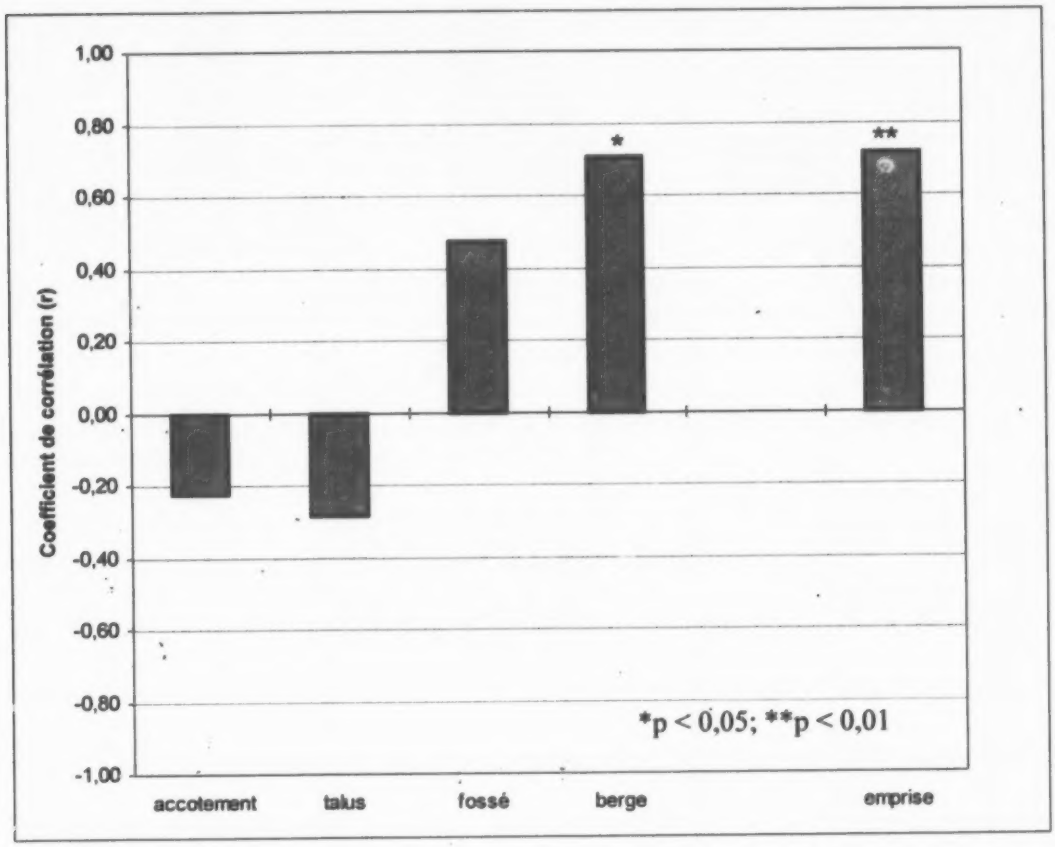


Figure 13. Relation (corrélation de Pearson) entre le nombre total d'espèces dans les rives et le nombre total d'espèces dans les unités de gestion et dans l'ensemble de l'emprise. Note : Une valeur près de « 1 » indique que les groupes comparés sont directement reliés, une valeur près de « –1 » indique une forte relation inverse, alors qu'une valeur près de « 0 » indique qu'il n'existe aucune relation entre les groupes comparés.

Tableau 7. Réactions de l'avifaune aux modifications de régime de tonte dans les talus des emprises étudiées dans la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001.

	Nombre d'automnes depuis la dernière tonte						Kruskal-Wallis	
	0 an (témoin)		1 an		2 ans			
Caractéristiques de l'avifaune du talus	Moyenne	S.E.	Moyenne	S.E.	Moyenne	S.E.	H	p
Abondance moyenne (nb moyen d'individus)	6,31 [ac]	1,39	2,04 [b]	0,99	1,56 [bc]	0,79	6,83	0,0328
Diversité moyenne (nb moyen d'espèces)	0,89	0,10	0,59	0,16	0,61	0,26	2,93	0,2307
Diversité totale (nb total d'espèces)	1,79	0,19	1,33	0,31	1,33	0,49	1,99	0,3700
Abond. moy. des Carouges à épaulettes (nb d'individus)	0,78	0,21	0,07	0,04	1,11	0,72	5,44	0,0658
Abond. moy. des Étourneaux sansonnets (nb d'individus)	5,04 [a]	1,39	1,39 [b]	0,96	0,11 [b]	0,07	7,29	0,0261

Des lettres différentes sur une même ligne indiquent une différence significative ($p < 0,05$) entre les moyennes, tests pairés de Kruskal-Wallis

S.E. : erreur-type

Tableau 8. Réactions de la végétation aux modifications de régime de tonte dans les talus des emprises étudiées dans la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001.

	Nombre d'automnes depuis la dernière tonte						Kruskal-Wallis	
	0 an (témoin)		1 an		2 ans			
Caractéristiques de la végétation du talus	Moyenne	S.E.	Moyenne	S.E.	Moyenne	S.E.	H	p
Obstruction végétale	48,40	3,21	41,61	3,16	67,64	11,68	4,31	0,1160
Hauteur de la végétation vivante (cm)	68,38	3,80	63,82	4,17	81,19	10,54	2,08	0,3536
Hauteur de la végétation morte (cm)	25,07 [a]	1,06	33,98 [b]	1,70	59,71 [c]	13,46	25,61	< 0,0001
Épaisseur de la litière (cm)	2,51 [a]	0,09	2,34 [a]	0,17	3,91 [b]	0,22	14,56	0,0007
% de recouvrement de la strate herbacée	99,50 [a]	0,26	99,00 [b]	0,45	100,00 [a]	0,00	8,83	0,0121
% de recouvrement de la strate arbustive	0,10	0,06	0,09	0,09	0,00	0,00	0,61	0,7363
% de recouvrement de la strate arborée	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,0000

Des lettres différentes sur une même ligne indiquent une différence significative ($p < 0,05$) entre les moyennes, tests pairés de Kruskal-Wallis

S.E. : erreur-type

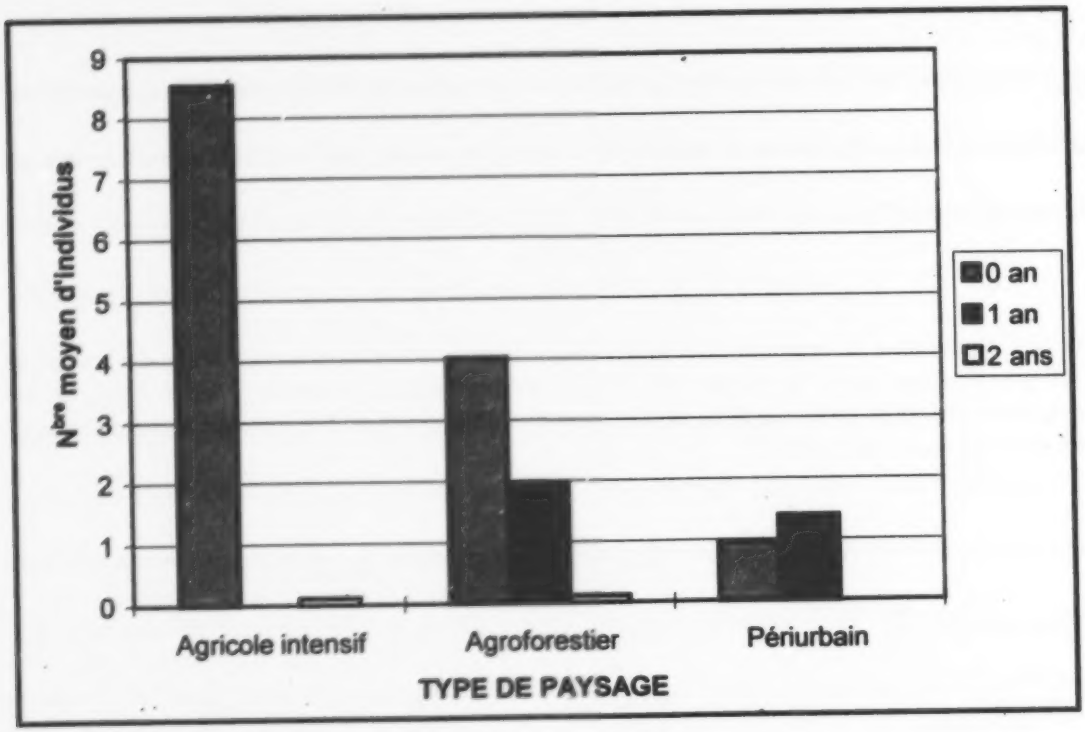


Figure 14. Nombre moyen d'Étourneaux sansonnets dans le talus en fonction du nombre d'automnes sans tonte (mode écologique de gestion de la végétation des emprises autoroutières de trois autoroutes du sud du Québec, 1999-2001).

Structure végétale des emprises et utilisation par l'avifaune

Les résultats des analyses de corrélation de Pearson montrent que la diversité moyenne et celle totale des oiseaux dans les emprises augmentaient toutes deux avec la largeur totale de l'emprise, et particulièrement avec celle de l'accotement vert et de la berge (tableau 9). Par contre, l'abondance moyenne des oiseaux était seulement influencée par la largeur du talus. La diversité totale des oiseaux fréquentant les emprises était directement reliée au recouvrement des arbres et des arbustes dans le fossé et la berge; cette diversité augmentait également avec la hauteur de la végétation vivante et morte dans la berge (tableau 9). Cette même diversité totale des espèces d'oiseaux diminuait aussi avec un accroissement de la mesure d'obstruction végétale, de la hauteur de la végétation vivante dans le talus, et elle était inversement reliée au recouvrement par la végétation herbacée dans la berge. Finalement, l'abondance moyenne de l'avifaune des

emprises augmentait avec la hauteur de la végétation vivante dans le talus et avec l'épaisseur de la litière dans le fossé. Par contre, le nombre d'oiseaux fréquentant les emprises était inversement relié au recouvrement de la végétation arbustive dans la berge (tableau 9).

Tableau 9. Corrélations de Pearson entre divers indices de l'utilisation par l'avifaune des emprises autoroutières étudiées dans la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001, et les caractéristiques biophysiques des unités de gestion. Les corrélations indiquées en gras sont significatives au seuil $p < 0,05$.

	UTILISATION PAR L'AVIFAUNE DE L'EMPRISE		
	Diversité totale	Diversité moyenne	Abondance moyenne
Largeur totale de l'emprise (m)	**0,5477**	**0,4859**	0,1622
Accotement vert :			
Largeur (m)	**0,5142**	**0,4662**	0,1009
Obstruction végétale	-0,0082	0,0005	0,0077
Hauteur de la végétation vivante	0,0609	0,0569	0,0231
Hauteur de la végétation morte	-0,0483	-0,1200	0,0086
Épaisseur de la litière	0,0842	0,0695	0,0684
% de recouvrement de la strate herbacée	-0,0374	-0,0286	0,0739
Talus :			
Largeur (m)	0,0605	0,0807	**0,4612**
Obstruction végétale	**-0,3633**	**-0,3560**	0,1985
Hauteur de la végétation vivante	**-0,3776**	**-0,3700**	**0,2378**
Hauteur de la végétation morte	0,0179	0,0154	-0,0200
Épaisseur de la litière	0,1106	0,1274	-0,0944
% de recouvrement de la strate herbacée	0,0084	-0,0004	0,0638
Fossé :			
Largeur (m)	-0,0890	-0,0221	0,0820
Hauteur de la végétation vivante	-0,0434	-0,1148	0,0983
Hauteur de la végétation morte	0,1804	0,1861	-0,0328
Épaisseur de la litière	0,1935	0,1992	**0,3527**
% de recouvrement de la strate herbacée	-0,1743	-0,1658	0,1997
% de recouvrement de la strate arbustive	**0,5709**	**0,5152**	-0,1015
% de recouvrement de la strate arborée	**0,2937**	**0,3398**	-0,0232
Berge :			
Largeur (m)	**0,5713**	**0,4968**	0,0620
Hauteur de la végétation vivante	**0,4573**	**0,3760**	-0,1509
Hauteur de la végétation morte	**0,2463**	**0,2332**	-0,2095
Épaisseur de la litière	0,1226	0,1841	-0,0259
% de recouvrement de la strate herbacée	**-0,3791**	**-0,3325**	0,0695
% de recouvrement de la strate arbustive	**0,2965**	0,1725	**-0,3112**
% de recouvrement de la strate arborée	**0,3692**	**0,2839**	-0,1507

Note: Une valeur près de « 1 » indique que les groupes comparés sont directement reliés, une valeur de « -1 » indique une forte relation inverse, alors qu'une valeur près de « 0 » indique qu'il n'existe aucune relation entre les groupes comparés.

Les résultats des analyses de corrélation de Pearson montrent qu'il existe peu de liens entre les variables descriptives de la végétation des unités de gestion et les variables décrivant les

communautés d'oiséaux qui fréquentent ces unités et ce, tant sur le plan de la diversité totale et moyenne que sur celui de l'abondance moyenne des oiseaux observés (données non présentées). Hormis quelques résultats significatifs au seuil 0,05, les valeurs des coefficients de corrélation sont basses, ce qui indique que les relations observées sont peu robustes.

Types d'habitats adjacents et utilisation des emprises par l'avifaune

Le type d'habitat que l'on trouve dans les rives des emprises a une influence sur la diversité des espèces d'oiseaux qui fréquentent ces dernières. Le nombre total d'espèces dans les emprises était directement relié au nombre total d'espèces dans les rives (figure 13). La diversité totale des oiseaux était inversement reliée à la présence des grandes cultures dans les rives (tableau 10). On notait une tendance similaire pour la diversité moyenne des oiseaux. Toutefois, on observait moins d'oiseaux (abondance moyenne) dans les emprises lorsque les rives était boisées; cette relation inverse était aussi observée lorsque l'on analysait individuellement l'abondance des étourneaux ($r = -0,75$; $p < 0,05$; $n = 12$) et des carouges ($r = -0,79$; $p < 0,05$; $n = 12$). Finalement, l'abondance moyenne des oiseaux dans les emprises augmentait avec le pourcentage de milieux anthropiques dans les rives. Nous n'avons noté aucune relation directe entre la diversité des habitats adjacents (indice de Shannon) et la diversité totale ($r = 0,37$; $p > 0,05$; $n = 12$), la diversité moyenne ($r = 0,37$; $p > 0,05$; $n = 12$) et l'abondance des oiseaux ($r = 0,45$; $p > 0,05$; $n = 12$) dans les emprises. Au même titre que ce qui était observé dans les emprises analysées dans leur ensemble, la diversité totale des espèces dans chacune des unités de gestion n'était généralement pas reliée au type d'habitat adjacent ($r_{pearson} < 0,46$). Toutefois, on observait que le nombre d'espèces d'oiseaux observés dans les fossés ($r_{pearson} = 0,66$; $p < 0,05$; $n = 12$) et dans les berges ($r_{pearson} = -0,59$; $p < 0,05$; $n = 12$) diminuait avec l'augmentation de la superficie couverte par les grandes cultures dans les rives.

Ces résultats ont été corroborés par des analyses de régression multiple qui indiquent que les relations avifaune-végétation dans les unités de gestion sont faibles. Les valeurs des coefficients de détermination (R^2) des modèles développés séparément pour l'accotement vert, le talus et le fossé sont très faibles : elles varient d'un maximum de 0,13 pour les modèles à une variable explicative à un maximum de 0,19 pour les modèles intégrant toutes les variables explicatives (cinq pour l'accotement vert et le talus, six pour le fossé). Dans la berge, la hauteur de la végétation vivante était la variable qui expliquait le mieux la diversité d'oiseaux observée ($R^2 = 0,26$) et la valeur du R^2 augmentait peu avec l'inclusion des autres variables descriptives ($R^2 = 0,36$ pour le modèle intégrant les six variables). Les autres modèles élaborés à l'aide de la méthode de sélection pas à pas, qui consiste à éliminer les quelques variables descriptives autocorrélées ou à transformer les variables indépendantes (transformation « racine carrée »), ne permettaient pas d'améliorer grandement ceux déjà existants. D'une façon générale, les analyses de régression multiple ont montré que la diversité des habitats dans les rives n'influence pas les oiseaux qui fréquentent chacune des unités de gestion.

Végétation des emprises et du territoire adjacent, et utilisation de ces habitats par les oiseaux

Plusieurs modèles de régression multiple ont été élaborés pour associer les paramètres descriptifs de l'avifaune des emprises pris globalement avec une ou plusieurs des caractéristiques biophysiques descriptives des emprises. Le tableau 11 présente une série de modèles dont le coefficient de détermination (R^2) varient de 0,22 à 0,54. Certains de ces modèles de régression multiple ont été sélectionnés dans une optique de suivi, donc on a tenté de sélectionner un modèle de même puissance prédictive, mais comportant des variables plus facilement mesurables (tableau 12).

Tableau 10. Corrélations de Pearson entre la diversité et l'abondance de l'avifaune dans l'ensemble des sites étudiés dans la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001, et le pourcentage de recouvrement des types d'habitats adjacents aux emprises.

		Pourcentage de recouvrement d'habitats adjacents					
Unité de gestion	Utilisation par l'avifaune	Friche	Forêt	Grandes cultures	Production laitière	Anthropique	Indice de Shannon
Emprise : (toutes les unités)	Abondance moyenne	-0,11	-0,71*	0,45	0,57	0,61*	0,45
	Diversité moyenne	0,22	0,22	-0,53	0,31	0,23	0,37
	Diversité totale	0,24	0,36	-0,64*	0,30	0,14	0,37
Accotement vert :	Abondance moyenne	-0,14	-0,42	0,31	0,60*	0,29	0,28
	Richesse moyenne	0,43	-0,33	0,03	0,24	0,18	0,29
	Richesse totale	-0,03	-0,05	-0,11	-0,01	0,35	0,05
Talus :	Abondance moyenne	-0,20	-0,85**	0,69*	0,35	0,61*	0,34
	Diversité moyenne	-0,28	-0,67*	0,46	0,46	0,68*	0,27
	Diversité totale	-0,44	0,23	-0,18	0,27	0,18	-0,24
Fossé :	Abondance moyenne	0,45	-0,47	0,33	-0,15	0,00	0,09
	Diversité moyenne	0,55	-0,32	0,03	0,02	0,11	0,22
	Diversité totale	0,46	0,37	-0,66*	0,24	-0,03	0,27
Berge :	Abondance moyenne	-0,08	-0,20	-0,07	0,64*	0,47	0,42
	Diversité moyenne	0,18	0,29	-0,49	0,24	0,08	0,29
	Diversité totale	0,15	0,37	-0,59*	0,27	0,12	0,30

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

Note : Une valeur près de « 1 » indique que les groupes comparés sont directement reliés, une valeur de « -1 » indique une forte relation inverse, alors qu'une valeur près de « 0 » indique qu'il n'existe aucune relation entre les groupes comparés.

L'indice de Shannon est une mesure de l'hétérogénéité des habitats adjacents (voir la section « Traitement et analyse des données »).

La diversité totale observée dans les emprises étaient directement reliée à la largeur de l'accotement vert et à la hauteur de la litière, mais inversement reliée à la mesure d'obstruction végétale dans le talus ($R^2 = 0,38$) (tableau 12). La diversité moyenne de l'avifaune dans les emprises était aussi associée à ces mêmes variables ($R^2 = 0,34$). Finalement, l'abondance moyenne des oiseaux observés dans les emprises augmentait avec la largeur du talus et du fossé, de même qu'avec la hauteur de la litière dans le fossé ($R^2 = 0,39$). Mentionnons que les résidus de chacun des modèles présentés montraient une distribution normale, ce qui indique que ces derniers étaient adéquats.

Tableau 11. Modèles de régression multiple entre divers indices d'utilisation des emprises autoroutières de la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), par les oiseaux, en 1999-2001, et caractéristiques biophysiques des unités de gestion des emprises.

Variable	Nombre de variables	R^2	AIC	Variables					
Diversité totale	1	0,285	-61,7893	larg_ber					
	1	0,2724	-60,5368	FOS_ARBU					
	2	0,3554	-67,2529	FOS_HVIV	larg_ber				
	2	0,3354	-65,0559	TAL_ROBE	larg_ber				
	3	0,3873	-68,9079	TAL_ROBE	FOS_ARBO	larg_acc			
	3	0,3823	-68,3212	TAL_ROBE	TAL_LIT	larg_acc			
	3	0,3818	-68,2822	FOS_HVIV	PCT_GC	larg_ber			
	3	0,3705	-66,9655	TAL_ROBE	larg_acc	larg_ber			
	4	0,4226	-71,1767	TAL_ROBE	BER_HVIV	BER_ARBU	lar_acc		
	4	0,4125	-69,9369	BER_ARBU	PCT_GC	larg_ber	lar_fos		
	4	0,407	-69,2568	TAL_ROBE	TAL_LIT	larg_acc	lar_ber		
	5	0,487	-77,6961	FOS_HVIV	FOS_ARBU	PCT_GC	larg_fos	larg_tal	
	6	0,5284	-81,7549	FOS_HVIV	FOS_ARBU	BER_ARBU	PCT_GC	larg_tal	larg_fos
	Toutes								
Diversité moyenne	1	0,2155	-98,2511	FOS_ARBU					
	1	0,2119	-97,9167	larg_ber					
	2	0,3156	-106,0761	FOS_HVIV	larg_ber				
	2	0,3052	-104,9954	FOS_HVIV	FOS_ARBU				
	3	0,3584	-108,7302	FOS_HVIV	FOS_HMOR	larg_ber			
	3	0,3498	-107,751	FOS_HVIV	BER_ARBU	larg_ber			
	3	0,3415	-106,8577	TAL_ROBE	TAL_LIT	larg_acc			
	3	0,3413	-106,8357	TAL_LIT	FOS_HVIV	larg_ber			
	4	0,3968	-111,1678	FOS_HVIV	FOS_HMOR	BER_ARBU	larg_ber		
	4	0,3953	-110,9926	FOS_HVIV	BER_HVIV	BER_ARBU	larg_acc		
	4	0,3866	-109,9612	FOS_ARBU	BER_ARBU	PCT_GC	larg_fos		
	5	0,462	-117,4106	FOS_HVIV	FOS_ARBU	PCT_GC	larg_fos	larg_tal	
	5	0,4567	-116,7022	FOS_HVIV	BER_ARBU	PCT_GC	larg_ber	larg_fos	
	6	0,5432	-127,1925	FOS_HVIV	FOS_ARBU	BER_ARBU	PCT_GC	larg_tal	larg_fos
	Toutes								
Abondance moyenne	1	0,2306	50,8391	PCT_BOIS					
	1	0,2135	52,4249	larg_tal					
	2	0,3247	43,447	larg_fos	larg_tal				
	2	0,321	43,8349	FOS_LIT	PCT_BOIS				
	3	0,3916	37,9304	FOS_LIT	larg_fos	larg_tal			
	4	0,4252	35,847	FOS_LIT	BER_ARBU	larg_fos	larg_tal		
	4	0,4172	36,8448	BER_ARBU	larg_ber	larg_tal	larg_fos		
	4	0,4115	37,5437	FOS_LIT	PCT_BOIS	larg_tal	larg_fos		
	5	0,4573	33,7002	FOS_LIT	BER_ARBU	larg_ber	larg_tal	larg_fos	
	5	0,4468	35,0812	FOS_LIT	BER_ARBU	larg_acc	larg_fos	larg_tal	
	5	0,4444	35,4022	FOS_LIT	BER_ARBU	PCT_ANTH	larg_ber	larg_fos	
	6	0,4619	35,0946	TAL_ROBE	FOS_LIT	BER_ARBU	larg_larber	larg_fos	larg_tal
	6	0,4607	35,2493	FOS_LIT	BER_ARBU	larg_acc	larg_ber	larg_fos	larg_tal
	6	0,4602	35,3144	FOS_LIT	BER_ARBU	PCT_GC	larg_ber	larg_fos	larg_tal
	Toutes								

Signification des abbréviations : larg_acc (largeur de l'accotement vert), larg_tal (largeur du talus), larg_ber (largeur de la berge), larg_fos (largeur du fossé), TAL_ROBE (mesure de Robel dans le talus), TAL_LIT (mesure de l'épaisseur de la litière dans le talus, FOS_HVIV (mesure de la plus haute tige vivante dans le fossé), FOS_HMOR (mesure de la plus haute tige morte dans le fossé), FOS_LIT (épaisseur de la litière dans le fossé), FOS_ARBU (recouvrement par les arbustes dans le fossé, FOS_ARBR (recouvrement par les arbres dans le fossé), BER_ARBU (recouvrement par les arbustes dans la berge, BER_ARBR (recouvrement par les arbres dans la berge), PCT_GC (recouvrement par les grandes cultures dans la rive), PCT_ANTH (recouvrement par les milieux anthropiques dans la rive), PCT_BOIS (recouvrement par le milieu forestier dans la rive).

R^2 : coefficient de détermination du modèle; AIC: critère d'information de Akaike; Variable: variables descriptives des unités de gestion incluses dans le modèle de régression.

Tableau 12. Résultats des analyses de régression multiple associant la diversité et l'abondance des oiseaux avec les variables descriptives de la végétation des unités de gestion et des habitats adjacents aux emprises autoroutières situées dans trois paysages de la vallée du Saint-Laurent, Québec (Canada), 1999-2001.

Variable	Paramètre	S.E.	F	Valeur de p	R^2 partiel
Nombre total d'espèces : $R^2 = 0,38$					
Ordonnée à l'origine	1,08	0,37	8,30	0,0053	
Largeur de l'accotement	0,41	0,09	20,78	< 0,0001	0,24
Robel du talus	-0,01	0,00	14,19	0,0003	0,10
Hauteur de la litière du talus	0,23	0,10	5,39	0,0232	0,05
Nombre moyen d'espèces : $R^2 = 0,34$					
Ordonnée à l'origine	0,86	0,29	9,07	0,0036	
Largeur de l'accotement	0,26	0,07	14,48	0,0003	0,18
Robel du talus	-0,01	0,00	14,03	0,0004	0,10
Hauteur de la litière du talus	0,19	0,07	6,14	0,0157	0,06
Nombre moyen d'individus : $R^2 = 0,39$					
Ordonnée à l'origine	-5,15	1,46	12,48	0,0007	
Largeur du talus	0,13	0,03	21,70	< 0,0001	0,21
Largeur du fossé	0,38	0,09	16,18	0,0001	0,11
Hauteur de la litière du fossé	1,05	0,38	7,48	0,0079	0,07

Paramètre : valeur estimée du modèle; S.E. : erreur-type associée au paramètre; F : statistique qui examine la valeur du paramètre estimé; p : probabilité que la valeur du paramètre soit différente de « 0 »; R^2 partiel : coefficient de détermination associé à la présence de la variable dans le modèle.

Comportement des oiseaux observés dans les emprises

Une bonne compréhension des raisons qui expliquent l'utilisation des emprises par les principales espèces d'oiseaux est nécessaire afin d'ajuster les nouveaux modes de gestion de la végétation des emprises, puisque, comme l'a observé Laursen (1981) au Danemark, les espèces utilisent les diverses unités de gestion des emprises pour s'alimenter ou pour nicher.

Au total, nous avons observé en 2002 le comportement de 722 individus de 21 espèces différentes (tableau 13). Cependant, sept espèces seulement formaient plus de 90 % du contingent

des oiseaux observés, soit le Carouge à épaulettes (58 %), l'Étourneau sansonnet (10 %), la Corneille d'Amérique (8 %), le Bruant chanteur (7 %), le Chardonneret jaune (4 %), la Paruline masquée (4 %) et la Mésange à tête noire (2 %). Le nombre d'espèces observées dans les emprises augmentait progressivement de la zone pavée (chaussée) vers la rive, à savoir quatre espèces observées dans l'accotement vert, neuf dans les talus, quinze dans les fossés et dix-sept dans les berges. Il en était de même pour l'abondance totale des oiseaux, puisque à peine 52 individus ont été observés dans l'accotement vert, 97 dans le talus, 171 dans le fossé et 402 dans la berge.

Certaines espèces affichaient des comportements distincts selon l'unité de gestion qu'elles utilisaient (figure 15). Ainsi, les Carouges à épaulettes s'alimentaient principalement dans l'accotement vert des autoroutes ($\chi^2 = 12{,}37$; $df = 3$; $p < 0{,}01$), alors que ceux observés dans les talus, les fossés et les berges exhibaient des comportements associés à la défense territoriale (nidification) ($\chi^2 = 292{,}18$; $df = 3$; $p < 0{,}0001$). L'Étourneau sansonnet fréquentait aussi les accotements verts et les talus pour s'alimenter ($\chi^2 = 60{,}2$; $df = 3$; $p < 0{,}0001$). Toutefois, la majorité des étourneaux observés dans les talus, les fossés et les berges étaient en vol, souvent en raison de la présence de l'observateur. Les Corneilles d'Amérique exhibaient des comportements similaires aux Étourneaux, c'est-à-dire que leur quête alimentaire diminuait de l'accotement vert vers la rive ($\chi^2 = 9{,}27$; $df = 3$; $p < 0{,}05$). À cet effet, les corneilles, une espèce omnivore, ont été vues à plusieurs reprises en train de s'alimenter avec des carcasses d'animaux et avec des détritus laissés dans les emprises (G. Lacroix, obs. pers.). Plusieurs corneilles ont aussi été observées au repos ou en défense territoriale (chant) dans les berges.

Tableau 13. Nombre d'individus observés lors de l'étude du comportement des oiseaux dans les emprises autoroutières de trois sites expérimentaux du sud du Québec, en juin 2002.

Espèce	Nom latin	Accotement vert	Talus	Fossé	Berge	Total	%
Canard colvert	*Anas platyrhynchos*	0	1	1	0	2	0,3
Pluvier kildir	*Charadrius vociferus*	0	0	4	0	4	0,6
Chevalier grivelé	*Actitis macularia*	0	0	1	0	1	0,1
Tourterelle triste	*Zenaida macroura*	0	0	3	1	4	0,6
Pic mineur	*Picoides pubescens*	0	0	1	2	3	0,4
Pic chevelu	*Picoides villosus*	0	0	1	0	1	0,1
Pic flamboyant	*Colaptes auratus*	0	0	0	1	1	0,1
Tyran tritri	*Tyrannus tyrannus*	0	0	0	1	1	0,1
Geai bleu	*Cyanocitta cristata*	0	0	0	3	3	0,4
Corneille d'Amérique	*Corvus brachyrhynchos*	7	17	3	28	55	7,6
Mésange à tête noire	*Parus atricapillus*	0	1	0	11	12	1,7
Merle d'Amérique	*Turdus migratorius*	0	1	1	2	4	0,6
Étourneau sansonnet	*Sturnus vulgaris*	32	22	11	9	74	10,2
Paruline jaune	*Dendroica petechia*	0	0	0	9	9	1,2
Paruline masquée	*Geothlypis trichas*	0	0	1	31	32	4,4
Bruant des prés	*Passerculus sandwichensis*	0	1	1	3	5	0,7
Bruant chanteur	*Melospiza melodia*	1	3	9	36	49	6,8
Bruant à gorge blanche	*Zonotrichia albicollis*	0	0	0	2	2	0,3
Carouge à épaulettes	*Agelaius phoeniceus*	12	49	123	234	418	57,9
Quiscale bronzé	*Quiscalus quiscula*	0	2	3	5	10	1,4
Chardonneret jaune	*Carduelis tristis*	0	0	8	24	32	4,4
Nombre total d'individus		52	97	171	402	722	100,0
Nombre total d'espèces		4	9	15	17	21	

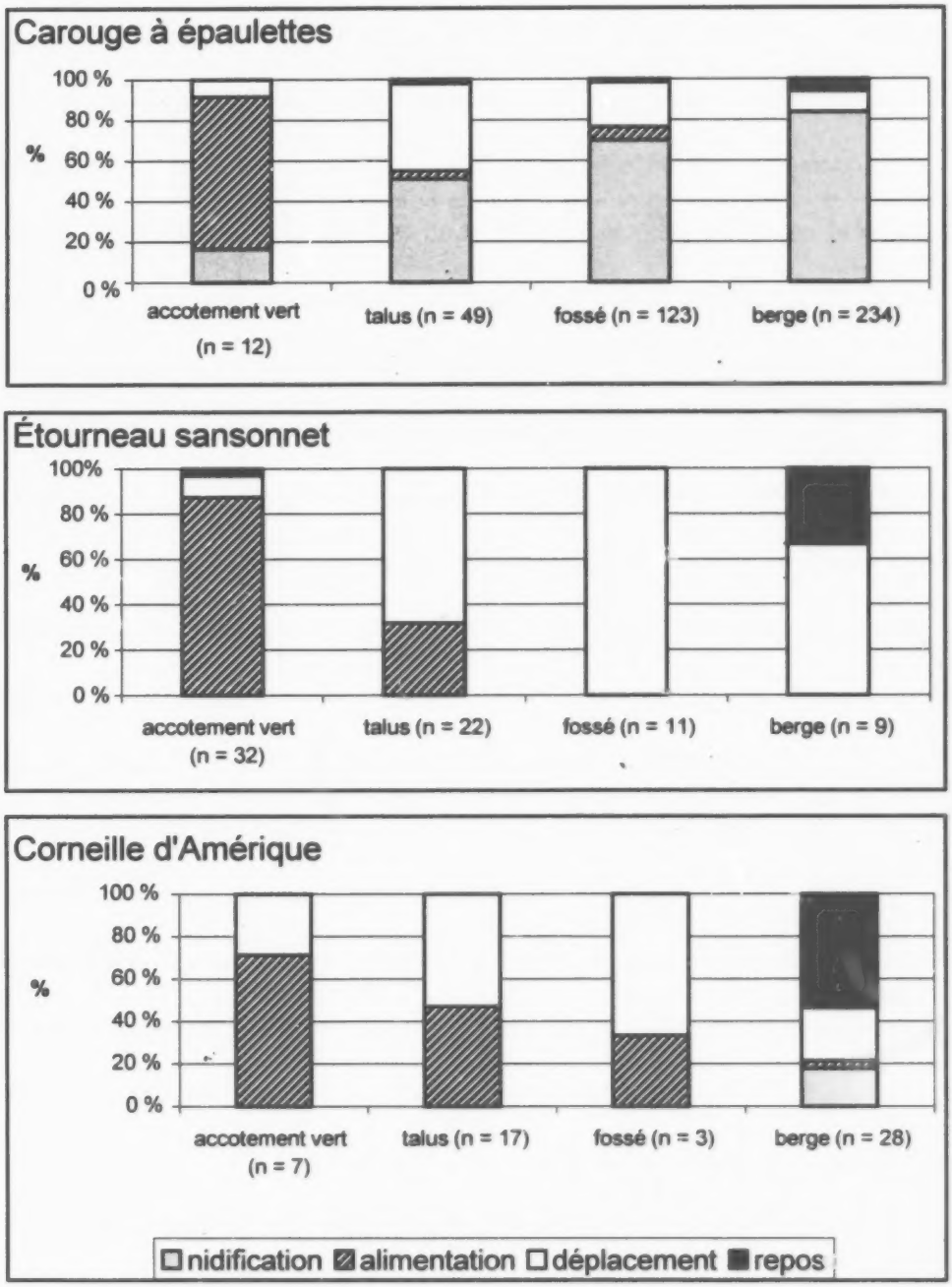


Figure 15. Comportement (% des observations) exhibé par les Carouges à épaulettes, les Étourneaux sansonnets et les Corneilles d'Amérique observés dans les emprises autoroutières du sud du Québec, en juin 2002. Note : le nombre d'individus observés dans chaque unité de gestion est indiqué entre parenthèses; les observations des trois sites ont été combinées.

Presque toutes les autres espèces d'oiseaux observées dans les emprises ont été vues dans les fossés et les berges. Ces oiseaux fréquentaient principalement ces unités de gestion pour des activités de nidification, telle la défense territoriale par le chant (Bruant chanteur, Paruline masquée, Mésange à tête noire), ou pour se déplacer le long de l'écotone (Chardonneret jaune) (figure 16). Outre les espèces mentionnées précédemment, la majorité des autres espèces ont été observées sporadiquement dans les emprises et très peu s'y alimentaient (annexe D).

Les comportements exhibés par le groupe des oiseaux noirs et par les espèces potentiellement nuisibles aux cultures étaient fortement liés à ceux du Carouge à épaulettes, car cette espèce contribuait pour plus de 75 % des observations de ces groupes. Ainsi, les accotements verts étaient utilisés par les espèces de cette guilde pour s'alimenter; en effet, cette activité était relativement moins importante en se dirigeant vers la berge au profit des comportements associés à la nidification (tableau 14). Les autres espèces s'alimentaient très peu dans les emprises et utilisaient ces dernières pour se déplacer ou pour défendre un territoire en partie situé dans la berge. Les modèles d'activités comportementales des espèces ne variaient pas en fonction des tendances démographiques de leurs populations (baisse, hausse, stable). De façon générale, la quête alimentaire diminuait de l'accotement vert vers la berge et les activités associées à la nidification et au déplacement des oiseaux dominaient dans les fossés et les berges. Par ailleurs, les espèces migratrices de courte distance et les espèces résidentes s'alimentaient sur les accotements verts; ce dernier type d'espèces s'alimentait également de façon régulière dans les fossés.

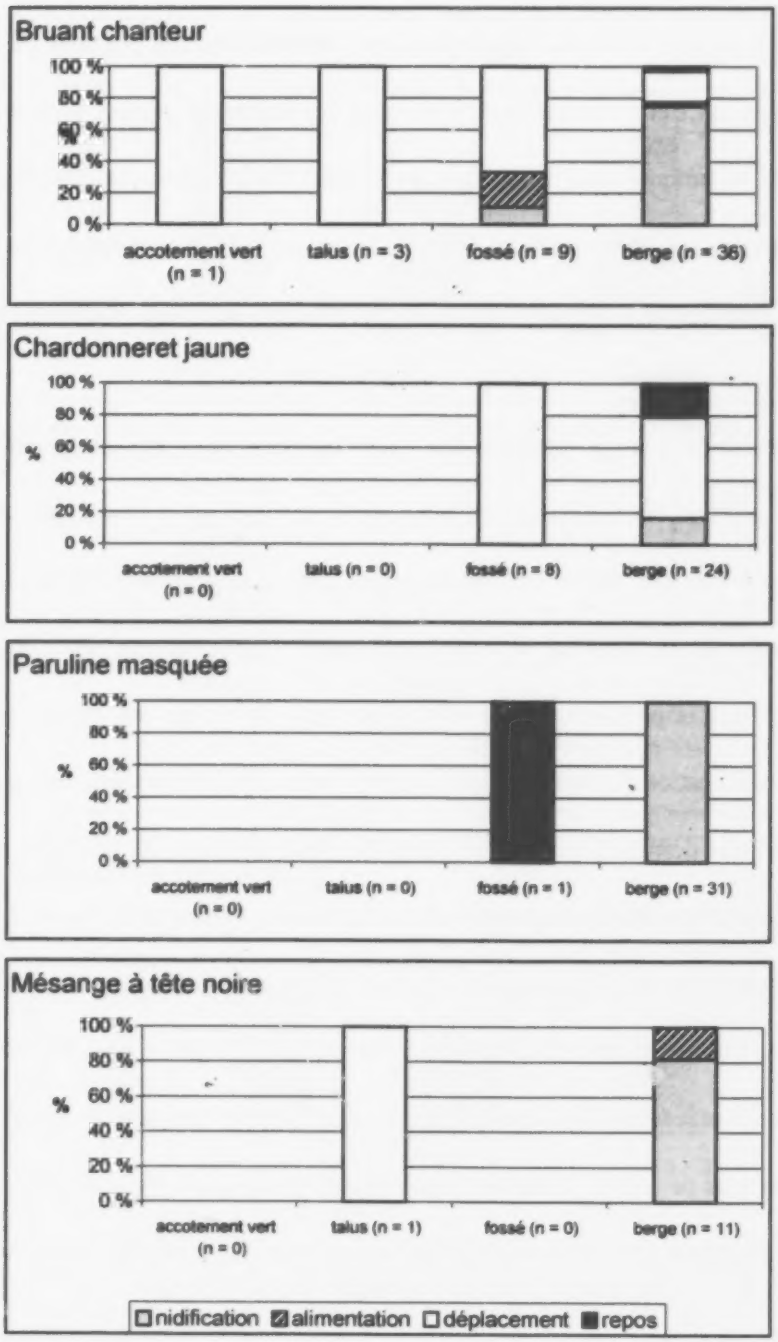


Figure 16. Comportement (% des observations) exhibé par les Bruants chanteurs, Chardonnerets jaunes, Parulines masquées et Mésanges à tête noire observés dans les emprises autoroutières du sud du Québec, en juin 2002. Note : le nombre d'individus observés dans chaque unité de gestion est indiqué entre parenthèses; les observations des trois sites ont été combinées.

Tableau 14. Activité comportementale des oiseaux observés dans les emprises autoroutières de trois sites expérimentaux du sud du Québec regroupés selon le groupe des oiseaux noirs, leur potentiel de nuisance aux cultures, la tendance de leurs populations (1966-2000) et leur statut migratoire.

		Nombre d'individus					Importance relative (%)			
Espèce	Unité	Tous	nidification[1]	alimentation	déplacement	repos	nidification	alimentation	déplacement	repos
Espèces d'oiseaux noirs										
Oiseaux noirs	Accotement vert	51	2 (1, 1, 0)	42	6	1	3,9	82,4	11,8	2,0
	Talus	90	25 (16, 0, 9)	17	47	1	27,8	18,9	52,2	1,1
	Fossé	140	86 (56, 5, 25)	9	43	2	61,4	6,4	30,7	1,4
	Berge	276	201 (124, 18, 59)	1	40	34	72,8	0,4	14,5	12,3
Autres espèces	Accotement vert	1	0	0	1	0	0,0	0,0	100,0	0,0
	Talus	7	2 (0, 1, 1)	1	4	0	28,6	14,3	57,1	0,0
	Fossé	31	4 (3, 1, 0)	3	23	1	12,9	9,7	74,2	3,2
	Berge	126	87 (18, 69, 0)	6	27	6	69,0	4,8	21,4	4,8
Statut agricole										
Potentiellement nuisible	Accotement vert	51	2 (1, 1, 0)	42	6	1	3,9	82,4	11,8	2,0
aux cultures	Talus	91	25 (16, 0, 9)	18	47	1	27,5	19,8	51,6	1,1
	Fossé	141	86 (56, 5, 25)	10	43	2	61,0	7,1	30,5	1,4
	Berge	278	202 (124, 19, 59)	1	41	34	72,7	0,4	14,7	12,2
Non nuisible	Accotement vert	1	0	0	1	0	0,0	0,0	100,0	0,0
aux cultures	Talus	6	2 (0, 1, 1)	0	4	0	33,3	0,0	66,7	0,0
	Fossé	30	4 (3, 1, 0)	2	23	1	13,3	6,7	76,7	3,3
	Berge	124	86 (18, 68, 0)	6	26	6	69,4	4,8	21,0	4,8
Tendance des populations										
À la baisse	Accotement vert	45	2 (1, 1, 0)	37	5	1	4,4	82,2	11,1	2,2
	Talus	75	26 (16, 1, 9)	9	39	1	34,7	12,0	52,0	1,3
	Fossé	148	89 (58, 6, 25)	10	47	2	60,1	6,8	31,8	1,4
	Berge	282	224 (136, 29, 59)	1	39	18	79,4	0,4	13,8	6,4
À la hausse	Accotement vert	7	0	5	2	0	0,0	71,4	28,6	0,0
	Talus	19	1 (0, 0, 1)	8	10	0	5,3	42,1	52,6	0,0
	Fossé	9	1 (1, 0, 0)	1	7	0	11,1	11,1	77,8	0,0
	Berge	45	17 (3, 14, 0)	5	8	15	37,8	11,1	17,8	33,3
Stable	Accotement vert	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Talus	3	0	1	2	0	0,0	33,3	66,7	0,0
	Fossé	14	0	1	12	1	0,0	7,1	85,7	7,1
	Berge	75	47 (3, 44, 0)	1	20	7	62,7	1,3	26,7	9,3
Statut migratoire										
Migrateur de courte distance	Accotement vert	13	2 (1, 1, 0)	9	2	0	15,4	69,2	15,4	0,0
	Talus	57	27 (16, 1, 10)	3	26	1	47,4	5,3	45,6	1,8
	Fossé	153	89 (58, 6, 25)	11	51	2	58,2	7,2	33,3	1,3
	Berge	308	232 (136, 37, 59)	1	53	22	75,3	0,3	17,2	7,1
Migrateur de longue distance	Accotement vert	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	2	0	0	1	1	0,0	0,0	50,0	50,0
	Berge	41	40 (3, 37, 0)	1	0	0	97,6	2,4	0,0	0,0
Espèce résidente	Accotement vert	39	0	33	5	1	0,0	84,6	12,8	2,6
	Talus	40	0	15	25	0	0,0	37,5	62,5	0,0
	Fossé	16	1 (1, 0, 0)	1	14	0	6,3	6,3	87,5	0,0
	Berge	53	16 (3, 13, 0)	5	14	18	30,2	9,4	26,4	34,0

[1] Les chiffres entre parenthèses indiquent respectivement le nombre d'individus observés en alerte, au chant et en défense territoriale.

Toutefois, les fossés et les berges étaient utilisés par les espèces résidentes pour se déplacer ou pour des activités associées à la nidification. Enfin, très peu d'espèces migratrices de longue distance ont été observées dans les emprises; ces espèces étaient généralement vues dans les berges où elles s'appliquaient à défendre un territoire (annexe D).

Les oiseaux qui s'alimentaient dans les accotements verts étaient surtout des espèces omnivores (figure 17). Ces espèces affichaient des comportements liés à la nidification lorsqu'elles étaient observées dans les fossés et les berges, tout comme les quelques oiseaux insectivores observés dans ces unités de gestion. Les espèces essentiellement granivores étaient pratiquement absentes des emprises. Quant aux espèces qui s'alimentent au sol, elles fréquentaient les accotements verts pour s'alimenter et modifiaient leur comportement dans les fossés et les berges où elles exhibaient des comportements associés à la nidification. Les espèces s'alimentant dans les strates végétales basses utilisaient les fossés pour se déplacer et s'alimentaient dans les berges (figure 17).

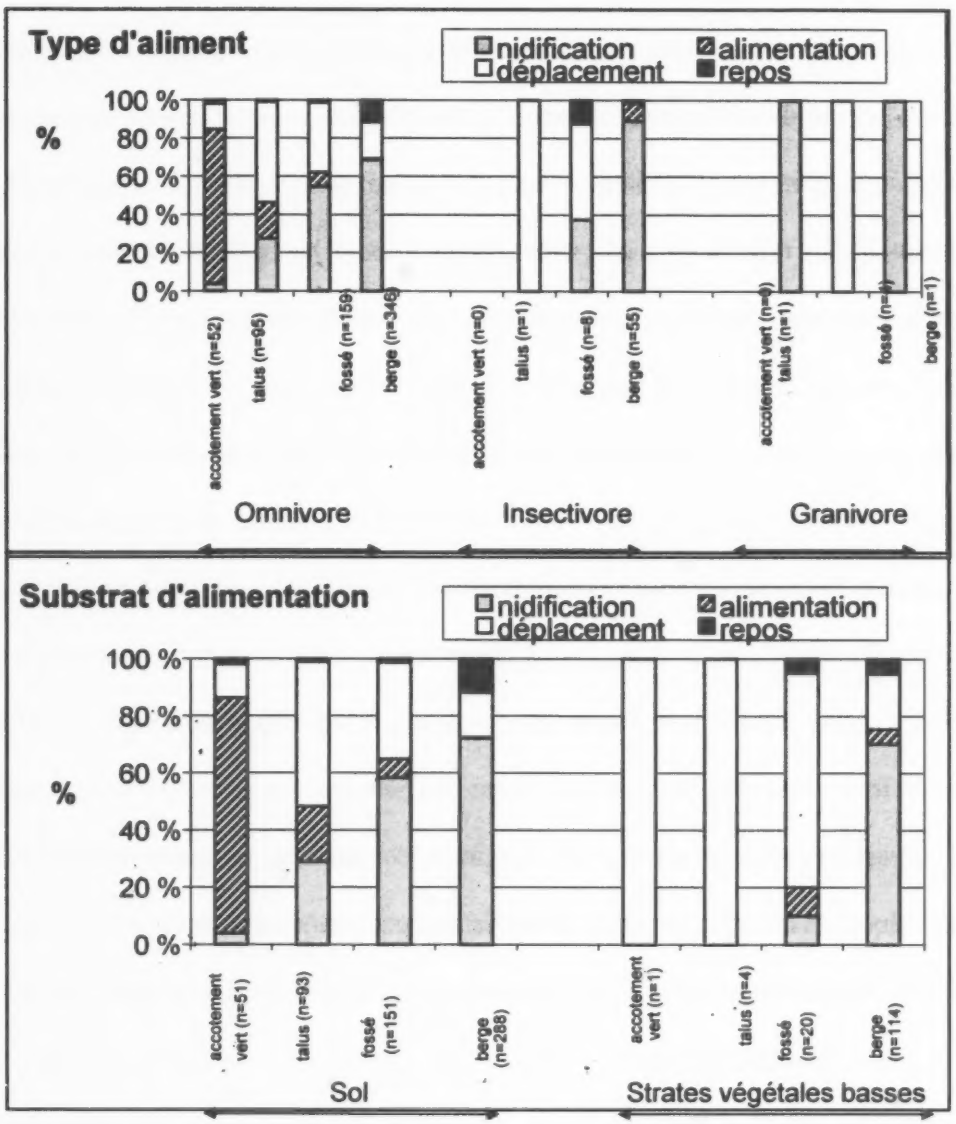


Figure 17. Comportement (% des observations) exhibé par les oiseaux observés dans les emprises autoroutières du sud du Québec en fonction de leur type d'aliment préférentiel et du substrat d'alimentation (adapté de De Graaf, et coll., 1985), juin 2002. Note : le nombre d'individus observés dans chaque unité de gestion est indiqué entre parenthèses; les observations des trois sites ont été combinées.

DISCUSSION

Nos résultats indiquent que tous paysages confondus, 45 espèces d'oiseaux utilisaient les diverses unités de gestion des emprises à l'étude. Ce nombre était plus faible pour les emprises situées en milieu agricole intensif comparativement à celles situées en paysage périurbain et en paysage agroforestier. Ce résultat peut être relié au fait que la berge de ce dernier site, qui comprend aussi le terre-plein central, était plus étendue que celle des autres sites. Si on compare l'utilisation faite par les oiseaux des emprises à celle d'autres types d'habitats linéaires en paysage agricole dans le sud du Québec (Jobin, et coll., 2001a, b; Deschênes, et coll., 2003), et si on considère que l'effort d'échantillonnage varie d'une étude à l'autre et qu'il existe entre ces études des conditions d'habitats bien spécifiques (le dérangement par le trafic routier dans le cas des emprises, par exemple), on constate que l'utilisation des emprises par les oiseaux est semblable à d'autres types d'habitats linéaires, une conclusion à laquelle arrivent également Best, et coll. (1995), en Iowa. Une comparaison sur le plan des principales espèces d'oiseaux montre toutefois que l'Étourneau sansonnet, qui domine l'avifaune des emprises, est pratiquement absent des autres types d'habitats linéaires (B. Jobin, données non publiées). Le Carouge à épaulettes, le Bruant Chanteur et le Chardonneret jaune sont présents en abondance à la fois dans les emprises, dans les haies et dans les bandes riveraines.

L'utilisation des emprises par les oiseaux varie selon le type de paysage : l'avifaune du site situé en paysage agricole intensif diffère, autant par sa composition que par l'abondance des espèces qui y sont présentes, de celle des emprises situées en paysages agroforestier et périurbain. Warner (1992), en Illinois, a observé de 1976 à 1984 une utilisation différentielle des emprises autoroutières selon les années et le type de couverture végétale présente dans les champs agricoles adjacents. Le nombre de nids et d'espèces était particulièrement plus faible lorsque davantage de grandes cultures bordaient les emprises. Cet auteur conclut donc que les faibles

valeurs de diversité et d'abondance de l'avifaune observées dans les emprises reflètent, en quelque sorte, les pauvres conditions environnantes des habitats, car lorsque ces dernières sont plus favorables, les emprises sont davantage utilisées par les oiseaux. Nos résultats confirment, de façon générale, les observations de cet auteur, car l'avifaune était plus abondante au site d'étude situé en paysage agricole intensif, mais plus diversifiée à celui situé en paysage agroforestier. Nos analyses n'ont par ailleurs pas révélé de différences interannuelles, possiblement en raison des faibles variations notées quant à la végétation des emprises, tant en termes de composition (Gérin-Lajoie, 2002) que de structure, et aux habitats présents dans les rives (G. Lacroix, obs. pers.).

L'utilisation des emprises par les oiseaux variait cependant selon les saisons (variations intra-annuelles). Ainsi, la diversité tant totale que moyenne entre les trois sites était, en général, plus élevée en début qu'en fin de saison. Les différences observées entre les sites en termes d'abondance étaient plus évidentes à l'automne, même si les tendances temporelles variaient d'un site à un autre. Meunier, et coll. (1999a) rapportent également que l'utilisation des emprises par les oiseaux varie selon les saisons; la différence la plus marquée observée par ces auteurs était cependant pendant l'hiver. Les résultats que nous avons obtenus en ce qui a trait à l'utilisation des emprises par les oiseaux au cours des diverses saisons (reproduction et migration) illustrent bien les différences comportementales (territorialité et grégarisme) rencontrées chez la majorité des espèces présentes au cours de ces saisons. Les plus fortes valeurs relatives à la diversité observée au printemps reflètent l'observation d'espèces migratrices lors des périodes d'inventaire. Les regroupements d'oiseaux observés en fin de saison se traduisent par des valeurs élevées d'abondance moyenne, particulièrement au site d'agriculture intensive où quelques bandes d'oiseaux noirs ont été recensées.

Lors de cette étude, l'abondance des oiseaux et le nombre total et moyen d'espèces étaient plus élevés dans la rive que dans l'emprise et ce, pour l'ensemble comme pour chacun des paysages pris individuellement. Ce résultat est contraire à celui obtenu par Laursen (1981), au Danemark, dont les travaux indiquent que les espèces d'oiseaux s'alimentaient et nichaient en plus grande densité dans les emprises que dans les terres agricoles cultivées adjacentes. Pour leur part, Camp et Best (1993), lors de leur étude sur l'utilisation par l'avifaune des emprises de routes secondaires en terre ou en gravier, en Iowa, ont aussi recensé davantage d'espèces et d'individus dans ces emprises que dans les champs de maïs adjacents. La plus grande diversité aviaire observée dans les rives au cours de notre étude pourrait s'expliquer par le fait que divers fragments d'habitats naturels (haies, boisés et bandes riveraines) subsistaient peut-être en plus grand nombre aux sites que nous avons étudiés que dans le cas des autres études, ce qui a ainsi entraîné la présence de plusieurs espèces associées à divers types d'habitats. Par exemple, la proportion des espèces utilisant les emprises par rapport à l'ensemble des espèces recensées dans les rives lors de cette étude (ce qui donne un aperçu de la diversité aviaire régionale) était plus faible pour le site situé en paysage agricole intensif que pour les deux autres sites (voir figure 2).

Par ailleurs, nos résultats indiquent que les communautés aviaires des rives et des emprises sont peu distinctes en termes de composition taxinomique. Le nombre d'espèces observées dans les emprises est partiellement associé au nombre d'espèces observées dans les rives, et dans une moindre mesure, l'abondance des oiseaux qui fréquentent les emprises et celle des oiseaux dans les rives le sont également. Il est à noter que ces mêmes tendances ont été observées pour chacun des paysages. Ainsi, nos résultats laissent croire qu'il existe une relation étroite entre l'emprise et le milieu traversé en termes de communauté aviaire; la communauté d'oiseaux des emprises serait donc dépendante de celles du milieu traversé, c'est-à-dire des habitats adjacents. Les emprises autoroutières du sud du Québec ne contribuent donc pas

actuellement (c'est-à-dire selon le mode de gestion de la végétation en cours lors de cette étude) à augmenter la diversité aviaire régionale, car hormis quelques individus isolés, toutes les espèces observées dans les emprises étaient également observées dans les rives et ce, généralement en plus grand nombre.

Ce résultat est contraire à celui obtenu par Meunier, et coll. (1999a) qui ont observé le long de divers segments d'autoroutes, situés dans trois paysages différents en France (paysage agricole, garrigue et paysage forestier), que la composition des espèces aviaires des emprises était différente de celle des habitats adjacents, particulièrement en paysage agricole. Ainsi, ces auteurs rapportent que la diversité et l'abondance de l'avifaune des emprises ne dépendent pas de celles du milieu traversé adjacent. Ce résultat divergeant s'expliquerait d'une part, par un contraste moins grand entre les paysages étudiés dans notre étude et, d'autre part, par le fait que les emprises autoroutières étudiées en France faisaient l'objet d'une gestion écologique (abandon des tontes) depuis déjà plusieurs années, ce qui créait ainsi des habitats linéaires fortement contrastés par rapport au paysage environnant.

Emprises et espèces nuisibles ou en déclin

L'Étourneau sansonnet était l'espèce la plus abondante qui contribuait pour près de 37 % de tous les oiseaux observés. C'était d'ailleurs l'espèce la plus abondante dans chacun des trois paysages. Les autres espèces qui montraient également de grandes abondances étaient le Carouge à épaulettes (19,8 % des effectifs), le Chardonneret jaune (7,3 %), la Corneille d'Amérique (5,1 %) et le Bruant chanteur (4,7 %). Les cinq espèces d'oiseaux noirs contribuaient pour près des deux tiers (63,6 %) de l'abondance totale de l'avifaune observée. Ces résultats sont comparables à ceux obtenus ailleurs en Amérique du Nord. Par exemple, Camp et Best (1993, 1994), en Iowa, rapportent que plusieurs espèces d'oiseaux noirs (dont le Carouge à épaulettes)

étaient parmi les espèces dominantes lors de leur étude. Paruk (1990) a, pour sa part, observé en paysage agricole intensif, que six espèces d'oiseaux nichaient principalement dans les emprises autoroutières en Illinois, mais que 93 % de tous les nids recensés appartenaient au Carouge à épaulettes.

L'analyse de nos résultats sur le plan de l'abondance des espèces regroupées en fonction des guildes d'espèces est, de ce fait, fortement influencée par l'appartenance de l'Étourneau sansonnet et du Carouge à épaulettes à l'un ou l'autre des groupes d'espèces et ce, en raison de la dominance de ces espèces dans les communautés des emprises et des habitats adjacents à l'étude. Mentionnons également que le regroupement des espèces en fonction des guildes diminue grandement le nombre d'espèces observées par guilde et leur abondance, puisque la moyenne de la diversité est souvent inférieure à une ou deux espèces par zone, et l'abondance moyenne, à cinq individus par zone. Ceci suggère donc que bien que des différences significatives dans la distribution des espèces regroupées en guildes puissent être observées, les valeurs brutes de diversité et d'abondance sont relativement faibles, ce qui peut paraître plutôt négligeable en ce qui concerne la communauté aviaire.

Comme les emprises sont en majorité utilisées par les oiseaux noirs et que plusieurs des espèces qui composent ce groupe sont considérées en déclin dans notre aire d'étude (étourneaux, carouges, vachers; voir annexe A), les emprises offrent donc des habitats supplémentaires en milieu ouvert pour le maintien des populations de ces espèces. De plus, un mode de gestion différenciée de la végétation des emprises alors favorable à d'autres espèces (tonte moins fréquente, plantation d'arbustes, etc.) pourrait contribuer de façon considérable à augmenter la valeur globale des emprises pour le maintien des espèces aviaires en déclin dans le sud du Québec (voir annexe A), comme le suggère la comparaison de communautés aviaires de divers

pâturages communaux, situés sur des îles du fleuve Saint-Laurent, soumis à diverses pressions de broutement (Bélanger et Picard, 1999, Lapointe, et coll., 2003).

L'intensification de l'agriculture en Amérique du Nord et en Europe a entraîné un déclin chez la majorité des espèces de prairies (Robbins, et coll., 1989) en raison des pertes d'habitats, des coupes fourragères plus hâtives (qui du même coup peuvent tuer la femelle et les jeunes au nid) et possiblement de l'emploi de pesticides et de fertilisants. Ceci est tout particulièrement vrai dans la vallée du Saint-Laurent où près d'une vingtaine d'espèces associées au paysage agricole sont en déclin (Sauer, et coll., 2001). La construction du réseau routier et des autoroutes a également contribué d'une certaine manière au déclin de ces espèces, puisqu'elle a favorisé la fragmentation du paysage, et à l'accroissement du dérangement humain dans les habitats résiduels (Mader, 1984; Andrén, 1994; Fahrig, 1997; Bélanger et Grenier, 2002). Une gestion mieux adaptée de la végétation des emprises offre donc une occasion intéressante pour le maintien de certaines espèces ou populations selon les paysages considérés (Bennett, 1991; Allem, 1997). Cependant, pour ce faire, une bonne compréhension de l'utilisation des emprises et de la réaction des diverses espèces d'oiseaux aux modes de gestion de la végétation des emprises et de l'aménagement du territoire dans les rives est nécessaire, et ce, dans divers paysages donnés et à divers moments de leur cycle vital.

Les variations saisonnières de l'utilisation des diverses unités des emprises par les oiseaux sont en effet peu connues, étant donné que la majorité des études ont eu lieu en période de reproduction. Par exemple, Laursen (1981), au Danemark, a observé que différentes espèces, dont le Moineau domestique, utilisaient certaines unités de gestion des emprises pour s'alimenter ou pour nicher. Pour leur part, Camp et Best (1994) rapportent qu'en Iowa, les Carouges à épaulettes nichaient davantage dans le fossé et près de la berge, soit le long des clôtures dans la végétation plus dense et haute, tandis que le Bruant vespéral nichait dans la végétation courte et éparse des

unités situées près de la route. Nous avons également observé que le Carouge à épaulettes utilisait davantage les fossés et les berges, alors que l'Étourneau sansonnet était fréquemment observé dans toutes les unités de gestion, bien que seulement 165 étourneaux au total aient été observés dans l'accotement vert au cours de l'étude (ce qui est peu compte tenu de l'abondance totale des oiseaux observés). Ainsi, il apparaît important de considérer à la fois la composition en espèces, la saison et le milieu traversé (paysage) lors de l'élaboration de prescriptions d'aménagement de la couverture végétale au bénéfice des oiseaux, un groupe davantage mobile que les autres groupes fauniques et pour lequel la structure végétale à une grande importance.

Structure végétale, habitats adjacents et effet d'écotone

Nos résultats ont montré que la diversité des oiseaux observés dans les emprises était expliquée en partie par la couverture de la strate arbustive des fossés et était inversement reliée à l'obstruction de la végétation herbacée dans le talus. L'abondance moyenne des oiseaux observés dans les emprises était par ailleurs expliquée par une diminution du couvert arbustif dans la berge et par une litière plus épaisse dans les fossés. D'ailleurs, à maintes reprises, nous avons observé que les berges bien développées étaient généralement une extension ou un débordement des milieux adjacents. Ainsi, une structure végétale plus diversifiée dans les fossés et les berges permet l'utilisation des emprises par plusieurs espèces d'intérêt du point de vue de la conservation, tels les parulines, les viréos et les bruants,. Ces espèces sont généralement peu présentes dans les unités faisant l'objet d'une ou de plusieurs tontes par année.

Des résultats similaires ont aussi été obtenus ailleurs dans le monde. Ainsi, les travaux de Meunier, et coll. (1999a) réalisés dans trois paysages fort différents en France (agricole, garrigue, forestier) indiquent également que la présence d'arbres et d'arbustes dans les emprises accroît la diversité et l'abondance de l'avifaune, particulièrement en paysage agricole de grandes cultures,

car elle permet l'utilisation des emprises par des espèces davantage forestières. Fortin et Arnold (1997) ont noté, en Australie, que selon les espèces d'oiseaux considérées, les variables d'habitats des emprises les plus influentes étaient le recouvrement des espèces ligneuses de plus de deux mètres. Pour leur part, Leach et Recher (1993) ont évalué l'effet de la longueur, de la largeur et de la hauteur des strates herbacées et arbustives dans l'utilisation des emprises routières dans le sud-est de l'Australie. Ils rapportent également que la diversité de l'avifaune des emprises augmente avec le volume de la strate ligneuse arborescente (particulièrement la diversité des espèces d'arbres) et, dans une moindre mesure, avec le volume d'arbustes et de plantes herbacées.

Aux États-Unis, Hanowski et Niemi (1995) ont observé dans le nord du Minnesota, en paysage forestier, que les espèces d'oiseaux qui étaient les plus fréquemment observées dans les emprises routières étaient associées à un couvert arbustif dominé par des conifères. Paruk (1990) rapporte qu'un accroissement du recouvrement par la végétation ligneuse dans les emprises autoroutières aménagées pour la faune, en Illinois, entraînait une augmentation de l'abondance des oiseaux et du nombre de nids (principalement pour le Carouge à épaulettes). Cependant, cet auteur n'a observé aucun effet sur la diversité des espèces. Finalement, Camp et Best (1994), en Iowa, ont observé que le nombre de nids de Carouges à épaulettes était positivement relié au recouvrement et à la hauteur de la végétation herbacée, tandis que pour d'autres espèces, il y avait davantage de nids là où la proportion de sol nu était la plus importante. La variabilité des résultats obtenus dépend donc des espèces et des paysages considérés.

L'importance de la largeur des emprises, notamment des accotements verts, des talus et des berges, de même que du type d'habitat adjacent, a été mise en évidence lors de cette étude puisque l'accroissement des emprises entraînait une plus grande utilisation par l'avifaune en général. Cependant, il est important de se rappeler que nos analyses ont porté sur l'abondance, et

que la largeur des emprises variait légèrement d'un site à un autre. Certains auteurs, comme Arnold et Weeldenburg (1990) en Australie, ont observé que l'abondance des oiseaux les plus communs dans les emprises routières étudiées était considérablement reliée aux caractéristiques biophysiques de ces dernières, dont notamment à leur largeur. Dans cette même région d'étude, Fortin et Arnold (1997) ont étudié la relation entre les caractéristiques des emprises routières, leur utilisation par les oiseaux et les particularités des habitats résiduels adjacents situés à diverses distances du milieu traversé. Leurs travaux indiquent que les caractéristiques structurales des emprises et l'abondance des oiseaux qui y étaient recensés constituaient de très bons indicateurs de l'abondance de l'avifaune dans les habitats adjacents.

De plus, notre étude a permis de mettre en lumière l'influence des habitats adjacents sur l'abondance et la diversité de l'avifaune des emprises. Nos résultats indiquent que la présence de grandes cultures dans les rives décroît l'utilisation des emprises autoroutières par les oiseaux, mais que leur abondance est favorisée par la présence d'un milieu fortement dominé par l'activité humaine. Ce type de milieu favorise la présence de certaines espèces associées à l'humain comme l'Étourneau sansonnet. Ceci illustre bien l'interdépendance étroite qui existe entre les emprises et les habitats adjacents en ce qui concerne l'avifaune, bien que cette relation varie selon le paysage et le type de gestion de la végétation des emprises (Meunier, et coll., 1999a). Globalement, nous n'avons toutefois pas observé de relations significatives entre la diversité des habitats adjacents et la diversité des oiseaux dans l'emprise.

Effet de la tonte de la végétation sur l'utilisation des emprises par les oiseaux

Nos analyses de l'utilisation par l'avifaune des zones ayant fait l'objet d'une gestion différentielle en termes de nombre d'automnes sans tonte (gestion écologique) ont révélé que la structure des communautés d'oiseaux fréquentant les emprises n'était pas reliée au nombre

d'années sans tonte; ce résultat a également été observé pour chacune des unités de gestion. Toutefois, on a observé que l'abondance moyenne des oiseaux, et particulièrement celle des Étourneaux sansonnets, était plus élevée aux sites ayant fait l'objet d'une tonte au cours de l'automne précédent, ce qui suggère que les étourneaux évitent le talus quand la végétation herbacée y est haute et développée.

D'autres auteurs rapportent aussi avoir observé peu de différences, ou aucune différence, dans l'utilisation par l'avifaune de secteurs d'emprises où la végétation a fait l'objet de divers types de traitements. Ainsi, Laursen (1981) ne rapporte aucun effet de la tonte estivale sur le nombre d'oiseaux ou sur leur distribution dans les emprises routières au Danemark. Voorhees et Cassel (1980) n'ont pas noté d'effet sur le succès reproducteur de canards nichant dans des tronçons d'emprises autoroutières, dans le Dakota du Nord, dans lesquels la végétation était coupée annuellement à l'automne comparativement à d'autres tronçons laissés intacts (aucune coupe) pendant une période de quatre ans. Camp et Best (1993) ont comparé, pour leur part, l'abondance et la diversité des espèces d'oiseaux entre des emprises de routes secondaires non pavées en paysage d'agriculture intensive, en Illinois, où la végétation des emprises était soit naturelle ou semée, soit soumise ou non à des brûlages périodiques. Ils ont observé que la diversité aviaire moyenne ne différait pas entre les traitements, même si la composition et la structure de la végétation étaient différentes entre ces derniers. Cependant, ces auteurs font état de différences dans l'utilisation des types de végétation et de traitements pour certaines espèces considérées individuellement.

À l'opposé, on trouve dans la littérature tout autant d'exemples où une modification dans la gestion traditionnelle des tontes des emprises, des travaux d'ensemencement d'une couverture herbacée ou même de la plantation d'arbres ou d'arbustes avaient entraîné une réaction positive de l'avifaune. Par exemple, Clark et Karr (1979) rapportent que l'implantation d'une couverture

herbacée ainsi que la présence d'arbustes et d'arbres dans des emprises de routes secondaires et d'autoroutes, en Illinois, favorisaient une augmentation de l'abondance des Carouges à épaulettes. Oetting et Cassel (1971), dans une étude portant sur la sauvagine nichant dans les emprises autoroutières dans le Dakota du Nord, ont observé que les canards nichaient davantage dans les portions d'emprises où la végétation n'était pas tondue; leur succès de nidification y était également supérieur de plus de 10 %. Finalement, Warner et Joselyn (1986), qui ont étudié l'utilisation par les Faisans de Colchide (*Phasianus colchicus*) des emprises de routes secondaires ayant fait l'objet d'ensemencement et dont la tonte avait été retardée jusqu'au début d'août, en Illinois, affirment avoir observé davantage d'oiseaux dans les secteurs où la tonte était plus tardive.

Ainsi, ces différences dans la réaction de l'avifaune aux modifications de la couverture végétale des emprises peuvent s'expliquer par les besoins spécifiques des espèces aviaires présentes, par la disponibilité et le potentiel des habitats adjacents, de même que par des temps d'abandon plus longs et des tontes moins fréquentes, ce qui permet une certaine évolution de la succession et de la structure végétales (changement dans la composition spécifique de la végétation, accumulation de litière, croissance des arbustes et des arbres, etc.). La courte période d'arrêt des tontes dans le cadre de notre étude (trois ans) a entraîné peu de changements dans la composition (Gérin-Lajoie, 2002) et la structure végétales des emprises étudiées et n'a donc pas permis d'observer de réactions significatives chez l'avifaune. Toutefois, il est raisonnable de penser qu'une prolongation de cette pratique aurait des bénéfices, car l'emprise offrirait un meilleur couvert de nidification pour certaines espèces d'oiseaux. Par contre, il est aussi possible que l'abandon de la tonte ou la réduction de sa fréquence amène une modification de la couverture végétale qui serait alors défavorable à certaines espèces, notamment au moment de

l'alimentation, comme cela pourrait être le cas pour l'Étourneau sansonnet qui s'alimente activement dans les secteurs tondus des emprises étudiées.

Une gestion plus écologique par le biais d'une réduction de la fréquence de tonte de la végétation des emprises est donc une solution intéressante pour le maintien de certaines espèces ou populations selon les paysages considérés. Cependant, pour ce faire, il est nécessaire d'avoir une bonne compréhension des raisons qui incitent plusieurs espèces d'oiseaux à utiliser les emprises, afin d'ajuster les nouveaux modes de gestion de la végétation des emprises, car, comme l'a observé Laursen (1981) au Danemark, les espèces utilisent les diverses unités de gestion des emprises principalement pour s'alimenter ou pour nicher.

Utilisation des emprises et besoins comportementaux des espèces

Les résultats de notre étude indiquent que le nombre d'espèces et d'individus observés dans les emprises augmentait progressivement de la zone pavée (chaussée) vers la rive. Cette variation est liée à l'utilisation même des diverses unités par les principales espèces d'oiseaux observées. Ainsi, en raison d'une structure végétale basse et du dérangement par le trafic routier, les accotements verts des autoroutes n'étaient pas utilisés comme site de nidification par les oiseaux. Il en est de même pour les talus, puisque dans leur état actuel, hormis un nid de Canard colvert découvert dans un talus du site en paysage périurbain, il semble que très peu d'oiseaux nichent dans les talus des sites expérimentaux comme l'indique le faible pourcentage d'oiseaux observés qui affichaient un comportement territorial. Toutefois, bien que les recherches n'aient permis de découvrir que quelques nids dans les berges et les fossés, il était évident que plusieurs espèces nichaient dans les emprises ou à proximité de ces dernières. Nous avions obtenu un résultat semblable lors d'inventaires exhaustifs de nids en 1999 (G. Lacroix, obs. pers.).

Nos résultats indiquent que certaines espèces affichaient des comportements distincts selon leur position dans l'emprise. Par exemple, les Carouges à épaulettes s'alimentaient principalement dans l'accotement vert des autoroutes, alors que ceux observés dans les talus, les fossés et les berges exhibaient des comportements de défense territoriale. À cet effet, nous avons observé plusieurs Carouges à épaulettes qui nichaient vraisemblablement dans les fossés et les berges, puisque de nombreux individus exhibaient un comportement d'alerte associé à la présence d'un nid. Ces oiseaux étaient généralement associés à des secteurs inondés couverts de quenouilles ou de phragmites, ce qui représente davantage l'habitat typique de cette espèce (Searcy, 1979). En Illinois, Camp et Best (1994) rapportent également avoir observé que les Carouges à épaulettes nichaient davantage dans le fossé et près de la berge qu'ailleurs dans l'emprise, soit plus précisément le long des clôtures dans la végétation plus dense et plus haute.

L'Étourneau sansonnet fréquentait aussi les accotements verts et les talus, caractérisés par une végétation basse, pour s'alimenter. La majorité des étourneaux observés ailleurs dans l'emprise étaient en vol, souvent en raison de la présence d'un observateur. Ceci explique pourquoi, lors de cette étude, l'utilisation des emprises par les oiseaux ne variait pas entre les différents traitements, sauf pour l'Étourneau sansonnet qui était observé plus fréquemment dans les talus des sites faisant l'objet de tontes régulières que dans les endroits où le nombre de tontes était réduit. Aucun comportement associé à la nidification n'a été observé chez cette espèce. De ce fait, cette dernière utilise des cavités pour y construire son nid et les structures pouvant en contenir un sont relativement rares dans les emprises.

Presque toutes les autres espèces d'oiseaux observées dans les emprises l'ont été dans les fossés et les berges. Ces oiseaux fréquentaient principalement ces unités de gestion pour leur nidification, alors que leur quête alimentaire diminuait de l'accotement vert vers la berge. En effet, plusieurs oiseaux d'autres espèces observés dans les fossés et les berges montraient des

comportements d'alerte indiquant la proximité d'un nid. C'était le cas, par exemple, de quelques Bruants chanteurs et Parulines masquées. D'ailleurs, bien qu'aucun nid actif de ces espèces n'ait été trouvé lors des recherches, plusieurs nids de l'année précédente étaient visibles dans les arbustes de la berge, ce qui confirme la nidification de certains oiseaux. Aussi, la plupart des autres espèces de passereaux qui fréquentaient les fossés et les berges pour se déplacer ou pour délimiter leur territoire semblaient profiter des strates arbustive et arborescente développées de certaines berges pour étendre leur territoire à partir des habitats adjacents. Ce serait le cas, par exemple, de la Paruline jaune, de la Mésange à tête noire, du Bruant à gorge blanche ou du Geai bleu.

CONCLUSION

Utilisation des emprises par l'avifaune

Nos résultats indiquent que les emprises autoroutières du sud du Québec sont utilisées par plusieurs espèces d'oiseaux qui, sauf exceptions, sont généralement peu abondantes, et que cette utilisation est grandement influencée par les types d'habitats adjacents et les saisons. Nous concluons donc que, dans leur gestion actuelle, les emprises autoroutières étudiées contribuent au maintien de la diversité aviaire régionale, mais qu'elles ne sont pas des habitats uniques pour l'avifaune dans les paysages traversés. Elles représentent toutefois des habitats supplémentaires comparables sous certains aspects à d'autres habitats linéaires comme les haies et les bandes riveraines herbacées présentes dans les agroécosystèmes du sud du Québec. Leur importance est d'autant plus grande dans les paysages où les parcelles d'habitat naturel sont peu présentes comme en paysage de grandes cultures ou en milieu périurbain.

Compte tenu de la similitude des communautés d'oiseaux des emprises et de celles des habitats adjacents du milieu traversé, nous recommandons de favoriser la conservation d'habitats

diversifiés et de plus grande valeur pour l'avifaune (p. ex. les boisés) en bordure du réseau autoroutier (tableau 15). Des modifications dans les modes actuels de gestion de la végétation des emprises, notamment une réduction de la fréquence traditionnelle de tonte, favoriseraient une meilleure couverture herbacée et un accroissement à long terme du couvert arbustif et arborescent dans les fossés et les berges, ce qui devrait se traduire par une augmentation de la diversité spécifique dans les emprises. Il serait opportun de favoriser une structure végétale hétérogène et diversifiée, en particulier en paysage agricole intensif, pour y attirer davantage les espèces qui requièrent une meilleure couverture végétale.

Tableau 15. Résumé des recommandations de gestion, de recherche et de suivi biologique du projet de gestion écologique de la végétation des emprises autoroutières au Québec, en ce qui a trait à l'utilisation des emprises par l'avifaune et à la mortalité de la faune à la suite de collisions avec des véhicules.

TYPE DE RECOMMANDATIONS	ACTIONS PROPOSÉES
Gestion des emprises et habitats adjacents	➢ Faire un entretien limité des fossés et des berges; ➢ Diminuer la fréquence de tonte des talus; ➢ Assurer la protection des habitats (boisés, haies, etc.)adjacents par la prise d'ententes avec les propriétaires fonciers.
Recherche et connaissance	➢ Accroître notre compréhension des facteurs environnementaux relatifs à la mortalité de la faune par collision; ➢ Poursuivre l'abandon de la tonte dans les sites expérimentaux du ministère des Transports du Québec, afin de permettre l'évaluation de la réaction de la végétation et de l'avifaune, ainsi que des incidences sur les mortalités par collision chez la faune sur une plus longue période (5 à 10 ans); ➢ Évaluer les effets de la présence d'un terre-plein boisé sur la fréquence de mortalité par collision; ➢ Mettre sur pied une banque centralisée de données sur la mortalité de la faune.
Suivi et indicateurs de développement durable 1) Suivi de secteurs-témoins du réseau routier	➢ Évaluer le potentiel de la végétation herbacée des talus pour l'avifaune en utilisant l'indice intégré d'obstruction de Robel (Robel, et coll., 1977); ➢ Mesurer l'évolution de la structure végétale du fossé et de la berge en procédant par une simple estimation visuelle du pourcentage de recouvrement des strates herbacées, arbustives et arborescentes; ➢ Suivre l'utilisation des emprises par l'avifaune en y faisant des décomptes visuels des espèces indicatrices proposées (voir le présent rapport).
2) Évolution du potentiel avifaunique	➢ Utiliser les modèles prédictifs de diversité et d'abondance des oiseaux élaborés dans le cadre du présent travail en parallèle aux mesures de perception du paysage par les usagers (bandes vidéo).
Nouvelles autoroutes	➢ Semer des plantes indigènes; ➢ Utiliser des sols naturels pour favoriser l'implantation d'espèces végétales indigènes; ➢ Maintenir un terre-plein central boisé.

Les observations faites au moment des inventaires sur le terrain (G. Lacroix, obs. pers.) nous amènent aussi à recommander de laisser en place les clôtures existantes qui servent de perchoirs pour les oiseaux (tableau 15). Elles favorisent aussi indirectement l'accumulation de litière et peuvent agir comme barrière contre le déplacement de la faune, ce qui limite potentiellement le nombre de collisions de la faune avec des véhicules. Finalement, nos résultats indiquent que les emprises autoroutières en paysage agroforestier accueillaient une forte diversité et une forte abondance d'oiseaux, et ce, en partie à cause de la présence d'un terre-plein central boisé. Bien que le plan expérimental de cette étude ne visait pas à en vérifier les effets sur les oiseaux, nous croyons que le maintien d'une telle structure végétale dans le terre-plein favorise l'avifaune tout en fournissant d'autres bénéfices, telles une réduction de l'éblouissement causé par les phares des automobiles et une diminution de la poudrerie hivernale sur les routes.

En raison d'une augmentation prévisible des monocultures céréalières dans les régions agricoles les plus actives d'Europe et d'Amérique du Nord et de ses effets néfastes prévisibles sur les habitats naturels résiduels en paysage agricole (Bélanger et Grenier, 2002), la végétation des emprises routières pourrait devenir un élément important dans certaines régions pour le maintien des populations d'oiseaux de prairies et de l'ensemble de la biodiversité (Lewis, 1991; Barrett et Peles, 1994). La présence d'arbres et d'arbustes dans les emprises accroît la diversité et l'abondance de l'avifaune particulièrement en paysage agricole de grandes cultures. Ce résultat concorde avec ce qui a été observé pour d'autres types d'habitats linéaires en paysage agricole comme les haies et les bandes riveraines (Jobin, et coll., 2001a; Deschênes, et coll., 2003). Ainsi, les emprises forment des habitats linéaires en paysage agricole et de ce fait, elles accueillent une grande diversité et abondance d'espèces d'oiseaux plus ou moins ubiquistes et associées aux habitats ouverts et de bordure, selon la complexité et la diversité de la structure végétale qu'on y rencontre.

Une structure végétale davantage hétérogène, notamment dans les fossés et les berges des emprises, est donc souhaitable pour augmenter la valeur de ces dernières pour l'avifaune, particulièrement en paysage d'agriculture intensive. La protection des arbustes existants, le semis ou la plantation d'arbustes devraient être encouragés à cette fin, de même que l'abandon de la tonte pour une période de 5 à 10 ans, selon les régions.. De plus, toute tonte dans les talus devrait être retardée jusqu'à la fin de l'été ou au début de l'automne de façon à procurer un bon couvert de nidification. Il y aurait également lieu de modifier la composition végétale des semis au moment même de l'établissement du couvert herbacé, c'est-à-dire pendant la construction des autoroutes, grâce à l'utilisation de mélanges de plantes indigènes plus attrayantes pour l'avifaune, comme cela se fait dans certains États américains (Roach et Kirkpatrick, 1985; Warner et Joselyn, 1986). L'utilisation de sols naturels lors de la construction des autoroutes permettrait aux banques de graines présentes dans ces sols de se développer et ainsi de couvrir les abords d'autoroutes de plantes indigènes. Cela pourrait aussi permettre de contrer l'envahissement des accotements verts par l'herbe à poux tout en offrant un paysage fleuri plus attrayant pour les usagers de la route (tableau 15).

Une meilleure connaissance du comportement alimentaire et du succès reproducteur des principales espèces d'oiseaux utilisant les emprises autoroutières est aussi nécessaire, car les habitats linéaires en paysage agricole font souvent l'objet d'une forte pression de prédation (Shalaway, 1985). Par contre, Birkan, et coll. (1994), qui ont étudié en plaine de grandes cultures l'influence d'une autoroute sur le succès de reproduction de la Perdrix grise (*Perdix perdix*), rapportent un meilleur succès de reproduction à proximité de l'autoroute chez cette espèce en raison de plusieurs facteurs, dont l'absence de tonte dans les berges des emprises et une protection accrue des oiseaux contre les arrosages aériens de pesticides dans les cultures adjacentes. Plusieurs études (Meunier, et coll., 2000) ont aussi montré que certaines espèces de

rapaces et de charognards étaient attirées par les emprises en raison de l'abondance de ressources alimentaires (p. ex. des carcasses d'insectes et de petits mammifères qui sont entrés en collision avec des véhicules) (Knight et Kawashima, 1993). On retrouve cependant dans la littérature peu de travaux pour documenter ces derniers aspects. Une meilleure connaissance des raisons (au sens comportemental) de l'utilisation des emprises par les oiseaux améliorerait, d'une part, notre compréhension de l'importance des habitats particuliers au maintien de la diversité régionale dans divers paysages, et d'autre part, nos prédictions quant aux changements qu'entraîneront à long terme les modes de gestion plus écologiques de la végétation des emprises sur la communauté aviaire.

Gestion écologique et établissement d'un programme de suivi

La courte période d'abandon des tontes annuelles (trois ans) dans le cadre du projet expérimental de l'étude dont il est question ici a entraîné peu de changements, tant dans la composition des emprises étudiées (Gérin-Lajoie, 2002) que dans leur structure végétale. Elle n'a donc pas permis d'observer de réactions importantes de l'avifaune. Toutefois, il est raisonnable de penser qu'une prolongation de cette pratique entraînera des changements sur la communauté aviaire des emprises, soit par le biais d'un meilleur couvert de nidification pour certaines espèces d'oiseaux, soit par une modification de la couverture végétale qui sera défavorable à certaines autres.

Dans l'éventualité de l'établissement d'un programme de suivi à plus long terme des bénéfices environnementaux du projet, notamment pour l'avifaune, la première étape consistera donc à identifier des espèces indicatrices qui réagiront aux changements qui surviendront dans les conditions d'habitat. Le choix des espèces indicatrices sera dicté par diverses considérations : 1) l'espèce devra être identifiée facilement et rapidement sur le terrain par du personnel plus ou

moins spécialisé; 2) elle devra être suffisamment commune afin d'éviter de mesurer les fluctuations annuelles des populations de ces espèces causées par d'autres facteurs que l'arrêt des tontes; 3) elle devra être spécifique à une ou plusieurs unités de gestion; 4) elle devra réagir (au sens numérique mais aussi comportemental) aux changements à survenir dans les habitats des emprises et même possiblement dans ceux adjacents; 5) elle devra idéalement avoir une répartition sur l'ensemble du Québec méridional afin qu'on puisse suivre l'évolution des communautés aviaires partout sur le territoire québécois, puisque la gestion écologique de la végétation des emprises est maintenant étendue aux autoroutes de toutes les régions du sud du Québec.

En plus des fossés et des berges du site situé en paysage agricole intensif (Saint-Hyacinthe), les talus des trois sites ne font plus l'objet de tontes annuelles dans le cadre de l'actuel programme de gestion écologique de la végétation des emprises. C'est donc dans les talus que devraient survenir les changements les plus marqués à chacun des sites. Les espèces d'oiseaux susceptibles de réagir à ces changements sont 1) celles qui fréquentaient les talus avant l'arrêt des tontes et qui pourraient modifier leurs comportements à la suite de cet arrêt; 2) celles qui fréquentent les unités adjacentes aux talus (accotement vert, fossé, berge) et qui pourraient utiliser les talus; 3) celles qui n'étaient que peu ou pas associées aux emprises, mais dont l'établissement dans cette bande de terrain sera favorisé par les nouvelles structures végétales qui apparaîtront sous peu (à la suite de la réduction des fréquences de tonte). Dans le premier cas, les inventaires des communautés aviaires menés lors de cette étude montrent que peu d'espèces fréquentaient régulièrement les talus et ce, pour ce qui est des trois sites expérimentaux. Seuls l'Étourneau sansonnet et le Carouge à épaulettes y étaient fréquemment observés. Les observations comportementales montrent, quant à elles, que les étourneaux utilisent les talus pour

s'alimenter et pour se déplacer, alors que les carouges les fréquentent pour se déplacer et pour y défendre leur territoire.

Nous avons démontré lors de cette étude que l'abondance des étourneaux est plus grande aux sites qui font toujours l'objet de tontes annuelles comparativement aux sites où les tontes ont été arrêtées, et ce, possiblement parce que la quête alimentaire de cette espèce est facilitée lorsque la végétation est basse. Un arrêt prolongé des tontes dans les talus devrait entraîner un accroissement considérable de la végétation et l'Étourneau sansonnet aurait à délaisser cette unité de gestion et à limiter sa quête alimentaire aux accotements verts des autoroutes.

Par ailleurs, les observations comportementales indiquent que plusieurs espèces fréquentant les fossés et les berges, tels le Bruant chanteur, la Paruline masquée et la Mésange à tête noire, sont des espèces relativement abondantes et qui fréquentent les berges pour des activités associées à la nidification. Elles pourraient donc fréquenter plus assidûment les talus, les fossés et les berges après plusieurs années sans tonte si la structure végétale de cette unité de gestion se complexifie.

Les espèces indicatrices et les changements comportementaux qui devraient survenir dans l'utilisation des emprises autoroutières du sud du Québec soumis à une gestion plus écologique de la végétation seraient donc les suivants (tableau 16) : 1) la baisse de la fréquentation des talus par l'Étourneau sansonnet; 2) la hausse de la fréquentation des talus par le Chardonneret jaune; 3) la hausse de la fréquentation des talus et des fossés par le Bruant chanteur, la Paruline masquée et la Mésange à tête noire; 4) l'établissement dans les talus d'espèces telles que le Bruant des prés et le Goglu des prés à la suite de l'apparition d'une strate herbacée haute et diversifiée; 5) la hausse de la fréquentation des fossés et des berges ayant une strate arbustive bien développée par des espèces comme le Moucherolle des aulnes, le Jaseur d'Amérique ou la Paruline jaune.

Le suivi de la réaction des oiseaux après l'arrêt des tontes de la végétation des emprises pourrait s'effectuer par des visites périodiques (cinq ans) de certaines sections des emprises faisant l'objet d'une gestion écologique de la végétation. Cette même méthode pourrait aussi servir à vérifier la présence des espèces indicatrices dans les différentes unités de gestion. En parallèle, diverses mesures des caractéristiques de l'habitat comme le degré d'obstruction de la végétation herbacée (mesure de Robel) et le pourcentage de recouvrement des diverses strates végétales présentes pourraient être prises. Ces inventaires ne nécessitent pas de connaissances techniques poussées; elles pourraient donc être effectuées par des bénévoles de divers groupes d'ornithologues amateurs locaux ou même par des techniciens du ministère des Transports du Québec après une courte période de formation.

Tableau 16. Liste des espèces suggérées comme espèces indicatrices et des prédictions quant aux changements qui surviendraient à court et à moyen terme en raison du maintien du programme de gestion écologique de la végétation des emprises dans le sud du Québec.

Espèce	**Prédiction**
Étourneau sansonnet	Baisse de la fréquentation des talus
Bruant chanteur	Hausse de la fréquentation des talus et des fossés
Paruline masquée	Hausse de la fréquentation des talus et des fossés
Mésange à tête noire	Hausse de la fréquentation des talus et des fossés
Chardonneret jaune	Hausse de la fréquentation des talus
Bruant des prés	Fréquentation des talus
Goglu des prés	Fréquentation des talus

RÉFÉRENCES

ADAMS, L. W., et A. D. GEIS. 1983. « Effects of roads on small mammals », *Journal of Applied Ecology*, 20:403-415.

ALLEM, A.C. 1997. « Roadside habitats : a missing link in the conservation agenda », *Environmentalist*, 17:7-10.

AMERICAN ORNITHOLOGIST' UNION. 1983. *Check-list of North American birds, the species of birds of North America from Arctic through Panama, including the West Indies and Hawaiian Islands*, 6e édition, American Ornithologists' Union, 877 p.

ANDERSON, D.R., et K.P. BURNHAM. 2002. « Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods », *Journal of Wildlife Management*,, 66(3):912-918.

ANDRÉN, H. 1994. « Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review », *Oikos*, 71:355-366.

ANDREWS, A. 1990. « Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review », *Australian Zoologist*, 26:130-141.

ARNOLD, G.W., et J.R. WEELDENBURG. 1990. « Factors determining the number and species of birds in road verges in the wheatbelt of Western Australia », *Biological Conservation* 53:295-315.

BARRETT, G.W., et J.D. PELES. 1994. « Optimizing habitat fragmentation: an agrolandscape perspective », *Landscape Urban Planning*, 28:99-105.

BÉDARD, Y., D. TROTTIER, L. BÉLANGER, J.-P. BOURASSA, N. CHAMPAGNE, J. GÉRIN-LAJOIE, G. LACROIX et E. Lévesque. 2002. « Managing the green heritage of highways rights-of-way in southern Quebec: a new ecological landscape approach », dans J.W. Goodrich-Mahoney, D. F. Mutrie et C. A. Guild (éd.), *Environmental Concerns in Right-of-Way Management: Seventh International Symposium (Calgary, Canada, 2000)*, Elsevier Science Ltd.

BÉLANGER, L. et M. PICARD. 1999. « Cattle grazing and avian communities of the St.Lawrence River Islands », Journal of Range Management, 52:332-338.

BÉLANGER, L., M. GRENIER et S. DESLANDES, 1999. *Report on habitat and land use in southern Québec* (en ligne), Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec (consulté en août 2004). Sur Internet : <URL:http://www.qc.ec.gc.ca/faune/bilan/bilanhabitat.html>.

BÉLANGER, L., et M. GRENIER. 2002. « Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Quebec, Canada », *Landscape Ecology*, 17:495-507.

BENNETT, A.E. 1991. « Roads, roadsides and wildlife conservation: a review », dans Saunders D.A. et R.J. Hobbs (éd.), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors, Surrey Beatty & Sons*, Australia, p. 99-117.

BEST, L.B., K.E. FREEMARK, J.J. DINSMORE et M. CAMP, 1995. « A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa », *American Midland Naturalist*, 134:1-29.

BIBBY, C.J., N.D. BURGESS et D.A. HILL. 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, Toronto. 257 p.

BIRKAN, M., T. AVIGNON, F. REITZ et V. VIGNON. 1994. « Influence d'une autoroute sur le succès reproducteur de la Perdrix grise (*Perdix perdix*) en plaine de grande culture », *Game Wildlife*, 11:207-218.

BOUTIN, C., B. JOBIN et L. BÉLANGER. 2003. « Importance of riparian habitats to flora conservation in farming landscape of southern Quebec, Canada », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 94:73-87.

CAMP, M., et L.B. BEST. 1993. « Bird abundance and species richness in roadsides adjacent to Iowa rowcrop fields », Wildlife Society Bulletin, 21:315-325.

CAMP, M., et L.B. BEST. 1994. « Nest density and nesting success of birds in roadsides adjacent to rowcrop fields », *American Midland Naturalist*, 131:347-358.

CLARK, W.D., et J.R. KARR. 1979. « Effects of highways on Red-winged Blackbird and Horned Lark populations », *Wilson Bulletin*, 91:143-145.

COUMOUL, H., et P. CHAVAREN. 1992. *Guide d'entretien des dépendances vertes*, Autoroutes du Sud de la France, Paris, 66 p.

DE GRAAF, R.M, N.G. TILGHMAN et S.H. ANDERSON. 1985. « Foraging guilds of North American birds », *Environmental Management*, 9:493-536.

DESCHÊNES, M., L. BÉLANGER et J.-F. GIROUX. 2003. « Use of farmland riparian strips by declining and crop damaging birds », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 45:567-577.

FAHRIG, L. 1997. « Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction », Journal of Wildlife Management, 61:603-630.

FERRIS, G.R. 1979. « Effects of interstate 95 on breeding birds in northern Maine ». Journal of Wildlife Management, 43:421-427.

FORMAN, R.T.T., et L.E. ALEXANDER. 1998. « Roads and their major ecological effects », *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29:207-231.

FORTIN, D. et G.W. ARNOLD. 1997. « The influence of road verges on the use of nearby small shrubland remnants by birds in the central wheatbelt of western Australia », *Wildlife Resource*, 24:679-689.

GAUTHIER J., et Y. AUBRY (éd.). 1996. *Les oiseaux nicheurs du Québec: atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional.* Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des Oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada. région du Québec, Montréal, 1295 pages.

GÉRIN-LAJOIE, J. 2002. *Emprises autoroutières du sud du Québec : diversité végétale et effet de la fréquence de tonte*. Mémoire de maîtrise. Département des Sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, Québec, xi-99 p.

GETZ, L.L., F.R. COLE et D.L. GATES. 1978. « Interstate roadsides as dispersal routes for *Microtus pensylvanicus* », *Journal of Mammalogy*, 59:208-212.

GIVEN, D.R.1998. « La biodiversité : un enjeu pour les routes », *Routes/Roads*, 299:33-42.

HAAS, C.A. 1995. « Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape », Biological Conservation, 9:845-854.

HANOWSKI, J.M. et G.J. NIEMI. 1995. « A comparison of on- and off-road bird counts: do you need to go off road to count birds accurately? », *Journal of Field Ornithology*, 66:469-483.

JOBIN, B., L. BÉLANGER et L. CHOINIÈRE. 2001a. « Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Québec, Canada », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84:131-143.

JOBIN, B., C. BOUTIN et L. BÉLANGER. 2001b. « Hedgerows as refuges for pest birds and plants: Could Québec's farmers be wrong? », p. 207-212 dans Barr, C., et S. Petit (éd.), *Hedgerows of the World: their ecological functions in different landscapes*, International Association for Landscape Ecology-UK, Birmingham, 5-8 September 2001.

JOBIN, B., J. BEAULIEU, M. GRENIER, L. BÉLANGER, C. MAISONNEUVE, D. BORDAGE et B. FILION. 2003. « Landscape Changes and Ecological Studies in Agricultural Regions, Québec, Canada », *Landscape Ecology*, 18:575-590.

KNIGHT, R.L., et J.Y. KAWASHIMA. 1993. « Responses of raven and red-tailed hawk populations to linear right-of-ways », *Journal of Wildlife Management*, 57(2):266-271.

LAPOINTE, S., L. BÉLANGER, J.-F. GIROUX et B. FILION. 2003. « Effects of plant cover improvements for nesting ducks on grassland songbirds », *Canadian Field-Naturalist*, 117:167-172.

LAURSEN, K. 1981. « Birds on roadside verges and the effect of mowing on frequency and distribution », *Biological Conservation*, 20:59-68.

LEACH, G.J., et H.F. RECHER. 1993. « Use of roadside remnants of softwood shrub vegetation by birds in south-eastern Queensland », *Wildlife Resource*, 20:233-249.

LEGENDRE, L., et P. LEGENDRE. 1984. *Écologie numérique*, Les Presses de l'Université du Québec, Québec, Canada.

LEGRAND, A., M.P. KEIME et M. GENARD. 1989. *Entretien des bords de route : influence sur la flore et la faune*, ministère de l'Environnement, Paris, 175 p.

LEWIS, S.A. 1991. « The conservation and management of roadside vegetation in South Australia », dans Saunders D.A., Hobbs R.J. (éd.), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors, Surrey Beatty & Sons*, Australia, p. 313-318.

MADER, H.J. 1984. « Animal habitat isolation by roads and agricultural fields », *Biological Conservation*, 29:81-96.

MAISONNEUVE, C., et S. RIOUX. 2001. « Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Quebec », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83: 65-175.

MCCUNE, B., et M.J. MEFFORD. 1995. *Multivariate Analysis of Ecological Data* (CD-ROM), PC-ORD, Version 2.0, MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.

MEUNIER, F.D., C GAURIAT, C. VERHEYDEN et P. JOUVENTIN. 1998. « Végétation des dépendances vertes autoroutières : influences d'un mode de gestion extensif et du milieu traversé », *Rev. Ecol.* (Terre Vie), 53:97-121.

MEUNIER, F.D., C. VERHEYDEN C et P. JOUVENTIN. 1999a. « Bird communities of highway verges: influence of adjacent habitat and roadside management », *Acta Oecologica*, 20:1-13.

MEUNIER, F.D., J. CORBIN, C. VERHEYDEN et P. JOUVENTIN. 1999b. « Effects of landscape type and extensive management », *Canadian Journal of Zoology*, 77:108-117.

MEUNIER, F.D., C. VERHEYDEN et P. JOUVENTIN. 2000. « Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes », *Biological Conservation*, 92:291-298.

MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC. 1994. *Abords de route : normes Tome IV*, Publications du Québec, le Ministère, Sainte-Foy (Québec).

MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC. 1999. *En harmonie avec la nature : gestion écologique de la végétation le long des autoroutes*,, dépliant d'information, le Ministère, Sainte-Foy (Québec).

OETTING, R.B., et J.F. CASSEL. 1971. « Waterfowl nesting on interstate highway right-of-way in North Dakota », *Journal of Wildlife Management*, 35(4):774-781.

PARR, T.W., et J.M. WAY. 1988. « Management of roadside vegetation : the long-term effects of cutting », *Journal of Applied Ecology*, 25:1073-1087.

PARUK, J.D. 1990. « Effects of roadside management practices on bird richness and reproduction », *Transactions of the Illinois State Academy of Science*, 83 (3-4):181-192.

RALPH C., J.R. SAUER et S. DROEGE (réviseurs techniques). 1995. *Monitoring bird populations by point counts*, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149, Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 187 pages.

REIJNEN R., R. FOPPEN, C. TER BRAAK et J. THISSEN. 1995. « The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads », *Journal of Applied Ecology*, 32:187-202.

REIJNEN R., R. FOPPEN et H. MEEUWSEN. 1996. « The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands », *Biological Conservation*, 75:255-260.

ROACH, G. L., et R. D. KIRKPATRICK. 1985. *Wildlife use of roadside woody plantings in Indiana*, Transportation Research Record, 1016:11-15.

ROBBINS, C.S, J.R. SAUER, R. GREENBERG et S. DROEGE. 1989. *Population declines in North American birds that migrate to neotropics*, Proceedings of the National Academy of Sciences, 86:7658-7662.

ROBEL, R.J., J.N. BRIGGS, A.D. DAYTON et I.C. HULBERT. 1970. « Relationships between visual obstruction measurements and weight of grassland vegetation », *Journal of Range Management*, 23:295-297.

ROOT, T. 1988. *Atlas of wintering North American birds*, An analysis of Christmas Bird Count data, University of Chicago Press, 312 p.

SAS INSTITUTE INC. 1988. *SAS/STAT user's guide, version 6*, SAS Institute Inc. Cary, Caroline du Nord, États-Unis.

SAUER, J. R., J. E. HINES et J. FALLON. 2001. *The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966 – 2000*, version 2001.2, USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD, mise à jour le 24 juin 2001. Sur Internet : <URL:http://www.mbr.nbs.gov/bbs/bbs.html>.

SCABROOK W.A., et E.B. DETTMANN. 1996. « Roads as activity corridors for cane toads in Australia », *Journal of Wildlife Management* 60:363-368.

SEARCY, W. A. 1979. « Female choice of mates: a general model for birds and its application to red-winged blackbirds (*Agelaius phoenicus*) », *American Naturalist*, 114:77-100.

SHALAWAY, S.D. 1985. « Fencerow management for nesting birds in Michigan », *Wildlife Society Bulletin*, 13:302-306.

VAN DER ZANDE A.N., W.J. TER KEURS et W.J. VAN DER WEUDEN. 1980. « The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat - evidence of a long-distance effects », *Biological Conservation*, 18:299-321.

VERMEULEN, H.J.M. 1994. « Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles Carabidae », *Biological Conservation*, 69:339-349.

VOORHEES L.D., et J.F. CASSEL. 1980. « Highway right-of-way : mowing versus succession as related to duck nesting », *Journal of Wildlife Management*, 44:155-163.

WARNER, R.E. 1992. « Nest ecology of grassland passerines on road rights-of-way in central Illinois », *Biological Conservation*, 59:1-7.

WARNER, R.E., et G.B. JOSELYN. 1986. « Responses of Illinois ring-necked pheasant populations to block roadside management », Journal of Wildlife Management, 50:525-532.

WAY, J.M. 1977. « Roadside verges and conservation in Britain: a review », *Biological Conservation*, 12:65-74.

Annexe A. Liste des espèces d'oiseaux observées dans la rive et dans l'emprise en 1999 et en 2001 en fonction des trois types de paysages (sud du Québec). Voir le présent rapport pour la signification des divers statuts.

Espèce	Nom latin	Oiseaux noirs	Tendances 1966-2000	Statut agricole	Statut migratoire
Cormoran à aigrettes	*Phalacrocorax auritus*	non	indét.	non	long
Canard noir	*Anas rubripes*	non	stable	non	court
Canard colvert	*Anas platyrhynchos*	non	hausse	non	court
Canard chipeau	*Anas strepera*	non	indét.	non	court
Urubu à tête rouge	*Cathartes aura*	non	indét.	non	court
Busard Saint-Martin	*Circus cyaneus*	non	stable	non	long
Épervier brun	*Accipiter striatus*	non	indét.	non	court
Épervier de Cooper	*Accipiter cooperii*	non	indét.	non	court
Buse *spp.*		non	indét.	non	indt.
Crécerelle d'Amérique	*Falco sparverius*	non	stable	non	court
Pluvier kildir	*Charadrius vociferus*	non	baisse	non	court
Chevalier grivelé	*Actitis macularia*	non	stable	non	long
Chevalier *spp.*		non	indét.	non	indét.
Bécasseau *spp.*		non	indét.	non	court
Bécassine des marais	*Gallinago gallinago*	non	stable	non	court
Bécasse d'Amérique	*Scolopax minor*	non	indét.	non	court
Goéland à bec cerclé	*Larus delawarensis*	non	hausse	non	court
Pigeon biset	*Columba livia*	non	stable	non	résid.
Tourterelle triste	*Zenaida macroura*	non	hausse	non	court
Martin-pêcheur d'Amérique	*Ceryle alcyon*	non	stable	non	court
Pic mineur	*Picoides pubescens*	non	hausse	non	résid.
Pic chevelu	*Picoides villosus*	non	hausse	non	résid.
Pic flamboyant	*Colaptes auratus*	non	stable	non	court
Pioui de l'Est	*Contopus virens*	non	baisse	non	long
Moucherolle des aulnes	*Empidonax alnorum*	non	stable	non	long
Moucherolle *spp.*		non	indét.	non	indét.
Tyran tritri	*Tyrannus tyrannus*	non	stable	non	long
Hirondelle bicolore	*Tachycineta bicolor*	non	stable	non	long
Hirondelle de rivage	*Riparia riparia*	non	baisse	non	long
Hirondelle à front blanc	*Hirundo pyrrhonota*	non	stable	non	long
Hirondelle rustique	*Hirundo rustica*	non	baisse	non	long
Hirondelle *spp.*		non	indét.	non	indét.
Geai bleu	*Cyanocitta cristata*	non	hausse	non	résid.
Corneille d'Amérique	*Corvus brachyrhynchos*	oui	hausse	oui	résid.
Mésange à tête noire	*Parus atricapillus*	non	hausse	non	résid.
Grive fauve	*Catharus fuscescens*	non	baisse	non	long
Grive *spp.*		non	indét.	non	indét.
Merle d'Amérique	*Turdus migratorius*	non	stable	oui	court
Jaseur d'Amérique	*Bombycilla cedrorum*	non	stable	oui	court
Étourneau sansonnet	*Sturnus vulgaris*	oui	baisse	oui	résid.
Viréo à tête bleue	*Vireo solitarius*	non	hausse	non	court
Viréo de Philadelphie	*Vireo philadelphicus*	non	stable	non	long
Viréo aux yeux rouges	*Vireo olivaceus*	non	hausse	non	long
Viréo *spp.*		non	indét.	non	indét.
Paruline obscure	*Vermivora peregrina*	non	stable	non	long
Paruline à joues grises	*Vermivora ruficapilla*	non	hausse	non	court
Paruline à collier	*Parula americana*	non	stable	non	court
Paruline jaune	*Dendroica petechia*	non	stable	non	long
Paruline à flancs marron	*Dendroica pensylvanica*	non	stable	non	long
Paruline à tête cendrée	*Dendroica magnolia*	non	hausse	non	long
Paruline bleue	*Dendroica caerulescens*	non	hausse	non	long
Paruline à gorge noire	*Dendroica virens*	non	stable	non	court
Paruline rayée	*Dendroica striata*	non	stable	non	long
Paruline flamboyante	*Setophaga ruticilla*	non	stable	non	long
Paruline couronnée	*Seiurus aurocapillus*	non	stable	non	long
Paruline triste	*Oporornis philadelphia*	non	stable	non	long
Paruline masquée	*Géothlypis trichas*	non	stable	non	long
Paruline *spp.*		non	indét.	non	indét.

Annexe A (suite). Liste des espèces d'oiseaux observées dans la rive et dans l'emprise en 1999 et en 2001 en fonction des trois types de paysages (sud du Québec). Voir le présent rapport pour la signification des divers statuts.

Espèce	Nom latin	Oiseaux noirs	Tendances 1966-2000	Statut agricole	Statut migratoire
Passerin indigo	*Passerina cyanea*	non	stable	non	long
Bruant familier	*Spizella passerina*	non	stable	non	court
Bruant vespéral	*Pooecetes gramineus*	non	baisse	non	court
Bruant des prés	*Passerculus sandwichensis*	non	baisse	non	court
Bruant chanteur	*Melospiza melodia*	non	baisse	non	court
Bruant des marais	*Melospiza georgiana*	non	stable	non	court
Bruant à gorge blanche	*Zonotrichia albicollis*	non	stable	non	court
Bruant *spp.*		non	indét.	non	court
Goglu des prés	*Dolichonyx oryzivorus*	non	baisse	non	long
Carouge à épaulettes	*Agelaius phoeniceus*	oui	baisse	oui	court
Sturnelle des prés	*Sturnella magna*	non	baisse	non	court
Quiscale bronzé	*Quiscalus quiscula*	oui	stable	oui	court
Vacher à tête brune	*Molothrus ater*	oui	baisse	oui	court
Oriole de Baltimore	*Icterus galbula*	non	stable	oui	long
Chardonneret jaune	*Carduelis tristis*	non	stable	non	court
Moineau domestique	*Passer domesticus*	non	baisse	non	résid.

Annexe B. Résultats (valeur de « p ») des analyses de variances à plusieurs facteurs utilisées pour comparer l'abondance (IND = n^{bre} moyen d'individus) et la diversité (SPT = n^{bre} total d'espèces; SPM = n^{bre} moyen d'espèces) entre les sites (HYA = paysage agricole intensif; CAP = paysage agroforestier; VAL = paysage périurbain), les années (1999-2001), les saisons (printemps, été, automne) et les sections (rive, emprise). Voir le présent rapport pour les espèces composant les différentes guildes.

VARIABLE = NOMBRE TOTAL D'ESPÈCES, NOMBRE MOYEN D'ESPÈCES ET NOMBRE MOYEN D'INDIVIDUS
GUILDE = TOUTES LES ESPÈCES

PAR PAYSAGE

SPT	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	< 0,0001 p = É > A	0,9857	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal
HYA n = 48	< 0,0001 p = É > A	0,1292	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	non normal
VAL n = 48	< 0,0001 p = É > A	0,3554	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal

SPM	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	< 0,0001 p = É > A	0,3331	0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal
HYA n = 48	< 0,0001 p > É > A	0,0733	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	non normal
VAL n = 48	< 0,0001 p > É > A	0,3010	< 0,0001 rive > emp.	sais. × sect. : 0,0109	normal

IND	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	0,5555	0,9597	0,1618	all > 0,05	normal
HYA n = 48	0,0114 A > = p > = E a, ab, b	0,1655	0,0027 rive > emp.	all > 0,05	non normal
VAL n = 48	< 0,0001 p = É > A	0,1263	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal

PAR SAISON

SPT	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,6173	0,1408	< 0,0001 rive > emp., 3 sites	0,5440	normal
ÉTÉ n = 48	0,4049	0,0270 99 > 01	< 0,0001 rive > emp., 3 sites	0,6970	normal
AUTOMNE n = 48	0,7460	0,2540	< 0,0001 rive > emp., HYA et VAL	0,3194	normal

SPM	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,7800	0,1416	< 0,0001 rive > emp., 3 sites	0,3656	normal
ÉTÉ n = 48	0,5143	0,2961	< 0,0001 rive > emp., 3 sites	0,5271	normal
AUTOMNE n = 48	0,6865	0,2432	< 0,0001 rive > emp., 3 sites	0,0636	normal

IND	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,9073	0,0369 99 > 01	< 0,0001 rive > emp., HYA	0,1442	normal
ÉTÉ n = 48	0,7910	0,7280	0,0060 rive > emp., VAL et (HYA)	0,6388	normal
AUTOMNE n = 48	0,2209	0,2652	0,0056 rive > emp., (HYA)	0,2234	normal

VARIABLE = NOMBRE MOYEN D'ESPÈCES
GUILDE = STATUT EN FONCTION DE L'AGRICULTURE (NUI = nuisible; NNUI = non nuisible; NOIR = oiseaux noirs)

PAR PAYSAGE

NUIS	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	0,0023 p = E > A	0,9335	0,0686	all > 0,05	normal
HYA n = 48	< 0,0001 p > E > A	0,0587	< 0,0001 rive > emp.	al > 0,05	normal
VAL n = 48	< 0,0001 p > E > A	0,2339	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal

NNUIS	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	< 0,0001 p = E > A	0,1329	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal
HYA n = 48	0,0003 p = E > A	0,4487	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	non normal
VAL n = 48	< 0,0001 p = E > A	0,6264	< 0,0001 rive > emp.	sais. × sect. : 0,0004	normal

NOIR	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	0,0429 p = E > A a ab b	0,9656	0,3142	all > 0,05	normal
HYA n = 48	< 0,0001 p > E > A	0,0249 99 > 01	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal
VAL n = 48	< 0,000 p > E > A	0,2323	0,0002 rive > em p.	all > 0,0 5	normal

PAR SAISON

NUIS	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,9124	0,0549	0,0269 rive > emp.; (VAL)	0,1670	normal
ÉTÉ n = 48	0,4161	0,7561	0,0365 rive > emp.; (VAL)	0,3797	normal
AUTOMNE n = 48	0,7039	0,7661	0,0002 rive > emp.; VALI	0,1795	normal

NNUIS	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,6416	0,6731	< 0,0001 rive > emp.; 3 sites	0,3111	normal
ÉTÉ n = 48	0,2712	0,1246	< 0,0001 rive > emp.; 3 sites	0,6187	normal
AUTOMNE n = 48	0,4478	0,0727	0,0009 rive > emp.; HYA et VAL	0,3788	normal

NOIR	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,2295	0,1691	0,2322	0,4561	normal
ÉTÉ n = 48	0,1468	0,3397	0,2279	0,6739	non normal
AUTOMNE n = 48	0,6868	0,7923	0,0002 rive > emp.; VAL	0,1330	normal

Annexe B (suite)

VARIABLE = NOMBRE MOYEN D'ESPÈCES
GUILDE = STATUT MIGRATOIRE (COURT = courte distance; LONG = longue distance; RÉSID. = résident)

PAR PAYSAGE

COURT	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	< 0,0001 p = E > A	0,4416	0,0320 rive > emp.	all > 0,05	normal
HYA n = 48	< 0,0001 p > E > A	0,5351	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal
VAL n = 48	<0,0001 p = E > A	0,3144	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal

LONG	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	< 0,0001 p > E > A	0,6037	0,0037 rive > emp.	sais. × an : 0,0477	normal
HYA n = 48	0,0581	0,6441	< 0,0001 rive > emp.	sais. × sect. : 0,0266	non
VAL n = 48	< 0,0001 p = E > A	0,7974	< 0,0001 rive > emp.	sais. × sect. : < 0,0001	normal

RÉSID.	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	0,2484	0,3260	0,0025 rive > emp.	all > 0,05	non normal
HYA n = 48	0,3081	0,0493 99 > 01	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal
VAL n = 48	0,0001 p > E = A	0,6634	< 0,0001 rive > emp.	sais × sect. : 0,0006	normal

PAR SAISON

COURT	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,9963	0,0718	< 0,0001 rive > emp.; 3 sites	0,3403	non normal
ÉTÉ n = 48	0,6682	0,7887	0,0006 rive > emp.; VAL	0,3711	normal
AUTOMNE n = 48	0,8193	0,1089	0,0249 rive > emp.; (HYA)	0,2292	normal

LONG	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,4531	0,9871	< 0,0001 rive > emp.; 3 sites	0,3626	normal
ÉTÉ n = 48	0,1447	0,3047	< 0,0001 rive > emp.; VAL	0,2962	normal
AUTOMNE n = 48	0,1113	0,0199 01 > 99	0,1799	0,2328	normal

RÉSID.	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,4320	0,7367	0,0434	0,8893	non normal
ÉTÉ n = 48	0,9172	0,9737	0,0038 rive > emp.; (HYA)	0,4399	non normal
AUTOMNE n = 48	0,6389	0,8535	< 0,0001 rive > emp.; CAP et VAL	0,0969	normal

Annexe B (suite)

VARIABLE = NOMBRE MOYEN D'ESPÈCES
GUILDE = STATUT DÉMOGRAPHIQUE (STA = population stable; BAIS = population en baisse; HAUS = population en hausse)

PAR PAYSAGE

STA	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	< 0,0001 p = E > A	0,1955	0,0046 rive > emp.	all > 0,05	normal
HYA n = 48	0,2089	0,4251	0,0031 rive > emp.	all > 0,05	normal
VAL n = 48	< 0,0001 p = E > A	0,7566	<0,0001 rive > emp.	sais. × sect. : < 0,0001	normal

BAIS	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	0,0009 p = E > A	0,8653	0,9449	all > 0,05	normal
HYA n = 48	< 0,0001 p > E > A	0,0009 99 > 01	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal
VAL n = 48	< 0,0001 p = E > A	0,0864	0,0105 rive > emp.	all > 0,05	normal

HAUS	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	0,7187	0,4671	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal
HYA n = 48	0,0018 p > E = A a ab b	0,8861	< 0,0001 rive > emp.	sais. × sect. : 0,0201	non
VAL n = 48	0,2577	0,7778	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal

PAR SAISON

STA	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,4109	0,3306	< 0,0001 rive > emp.; CAP et VAL	0,9569	normal
ÉTÉ n = 48	0,1743	0,4086	< 0,0001 rive > emp.; HYA et VAL	0,9940	normal
AUTOMNE n = 48	0,2659	0,0027 01 > 99	0,3044	0,6135	normal

BAIS	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,4681	0,1950	0,0139	0,6916	non normal
ÉTÉ n = 48	0,0564	0,2227	0,5575	0,8388	non normal
AUTOMNE n = 48	0,1130	0,2361	0,3554	0,3219	normal

HAUS	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,6776	0,8156	< 0,0001 rive > emp.; 3 sites	0,4866	non normal
ÉTÉ n = 48	0,4272	0,7829	< 0,0001 rive > emp.; 3 sites	0,3672	normal
AUTOMNE n = 48	0,3483	0,2817	< 0,0001 rive > emp.; 3 sites	0,4790	normal

Annexe B (suite)

VARIABLE = NOMBRE MOYEN D'INDIVIDUS
GUILDE = STATUT EN FONCTION DE L'AGRICULTURE (NUI = nuisible; NNUI = non nuisible; NOIR = oiseaux noirs)

PAR PAYSAGE

NUIS	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	0,8633	0,5024	0,8065	all > 0,05	normal
HYA n = 48	0,0047 A > p = E	0,1487	0,0316 rive > emp.	sais. × an : 0,0281	non normal
VAL n = 48	0,0002 p > E = A	0,0253 99 > 01	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal

NNUIS	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	0,0069 p = E > A	0,0402 01 > 99	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	normal
HYA n = 48	0,7499	0,7713	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	non normal
VAL n = 48	< 0,0001 p = E > A	0,9094	< 0,0001 rive > emp.	all > 0,05	non normal

NOIR	saison	an	section	interaction	résidus
CAP n = 48	0,9052	0,5836	0,8836	all > 0,05	normal
HYA n = 48	0,0045 A > p = E	0,1422	0,0336 rive > emp.	sais. × an : 0,0290	non normal
VAL n = 48	0,0003 p > E = A	0,0210 99 > 01	0,0002 rive > emp.	sais × sect. : 0,0316	normal

PAR SAISON

NUIS	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,1226	0,0191 99 > 01	0,1952	0,1669	normal
ÉTÉ n = 48	0,0299 H > C > V a ab b	0,6711	0,6362	0,4152	normal
AUTOMNE n = 48	0,1442	0,0589	0,0174	0,2109	non normal

NNUIS	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,6858	0,4019	< 0,0001 rive > emp.; 3 sites	0,5438	normal
ÉTÉ n = 48	0,4503	0,6834	< 0,0001 rive > emp.; HYA et VAL	0,2816	non
AUTOMNE n = 48	0,6729	0,0045 01 > 99	0,0050 rive > emp.; (HYA et VAL)	0,4517	normal

NOIR	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 48	0,0391 H > V > C a ab b	0,0889	0,3916	0,2458	normal
ÉTÉ n = 48	0,0093 H > C = V	0,9334	0,8381	0,4021	non normal
AUTOMNE n = 48	0,1401	0,0564	0,0191 rive > emp.; (HYA)	0,2157	non normal

Annexe B (suite)

VARIABLE = NOMBRE MOYEN D'INDIVIDUS
GUILDE = STATUT MIGRATOIRE (COURT = courte distance; LONG = longue distance; RÉSID. = résident)

PAR PAYSAGE

COURT	saison	an	section	interaction	résidus
CAP	0,0003	0,2060	0,1571	all > 0,05	normal
n = 48	p = E > A				
HYA	< 0,0001	0,2292	0,0006	all > 0,05	non normal
n = 48	p = E > A		rive > emp.		
VAL	< 0,0001	0,6564	< 0,0001	all > 0,05	normal
n = 48	p = E > A		rive > emp.		

LONG	saison	an	section	interaction	résidus
CAP	< 0,0001	0,5369	0,0106	all > 0,05	non normal
n = 48	p = E > A		rive > emp.		
HYA	0,5860	0,3072	0,0006	all > 0,05	non
n = 48			rive > emp.		
VAL	< 0,0001	0,9222	< 0,0001	sais. × sect. : < 0,0001	normal
n = 48	p = E > A		rive > emp.		

RÉSID.	saison	an	section	interaction	résidus
CAP	0,0159	0,9926	0,3760	all > 0,05	non normal
n = 48	A > E = p				
	a ab b				
HYA	< 0,0001	0,0268	0,0254	sais. × an : 0,0148	non normal
n = 48	A > p = E	99 > 01	rive > emp.		
VAL	0,0044	0,0212	< 0,0001	sais. × an : 0,0295	non normal
n = 48	p > E = A	99 > 01	rive > emp.	sais. × sect. : 0,0012	

PAR SAISON

COURT	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS	0,5899	0,2070	0,0011	0,6851	normal
n = 48			rive > emp.; VAL		
ÉTÉ	0,6002	0,4199	0,0292	0,3760	normal
n = 48			rive > emp.; (VAL)		
AUTOMNE	0,9033	0,0180	0,0078	0,5061	non
n = 48		01 > 99	rive > emp.; HYA		

LONG	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS	0,4747	0,5762	< 0,0001	0,8539	normal
n = 48			rive > emp.; 3 sites		
ÉTÉ	0,1814	0,3391	0,0082	0,2671	non
n = 48			rive > emp.; (VAL)		
AUTOMNE	0,4617	0,0581	0,1246	0,2237	non
n = 48					

RÉSID.	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS	0,1091	0,0169	0,1612	0,0057	normal
n = 48		99 > 01			
ÉTÉ	0,7387	0,7830	0,0445	0,3564	non normal
n = 48					
AUTOMNE	0,1654	0,0368	0,0135	0,0724	non normal
n = 48		99 > 01	rive > emp.; (VAL)		

Annexe B (suite)

VARIABLE = NOMBRE MOYEN D'INDIVIDUS
GUILDE = STATUT DÉMOGRAPHIQUE (STA = population stable; BAIS = population en baisse; HAUS = population en hausse)

PAR PAYSAGE

STA	saison	an	section	interaction	résidus
CAP	< 0,0001	0,0643	0,0021	sais. × an : 0,0075	normal
n = 48	p = E > A		rive > emp.		
HYA	0,7267	0,3752	0,0030	sais. × an : 0,0257	normal
n = 48			rive > emp.		
VAL	< 0,0001	0,7711	< 0,0001	sais. × sect. : 0,0002	normal
n = 48	p = E > A		rive > emp.		

BAIS	saison	an	section	interaction	résidus
CAP	0,7142	0,4652	0,8473	all > 0,05	normal
n = 48					
HYA	0,0055	0,1489	0,0390	sais. × an : 0,0209	non normal
n = 48	A > p = E		rive > emp.		
VAL	0,0002	0,0058	0,0107	all > 0,05	normal
n = 48	p > E = A	99 > 01	rive > emp.		

HAUS	saison	an	section	interaction	résidus
CAP	0,0040	0,1125	0,0002	all > 0,05	normal
n = 48	A > p = E		rive > emp.		
HYA	0,1091	0,9892	< 0,0001	all > 0,05	non
n = 48			rive > emp.		
VAL	0,8288	0,3507	< 0,0001	sais. × sect. : 0,0173	normal
n = 48			rive > emp.		

PAR SAISON

STA	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS	0,5745	0,0280	< 0,0001	0,9436	normal
n = 48		99 > 01	rive > emp.; CAP et VAL		
ÉTÉ	0,2529	0,0291	< 0,0001	0,0913	normal
n = 48		01 > 99	rive > emp.; HYA et VAL		
AUTOMNE	0,8933	0,0018	0,1835	0,3715	normal
n = 48		01 > 99			

BAIS	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS	0,0952	0,1541	0,2220	0,2901	normal
n = 48					
ÉTÉ	0,0096	0,8052	0,9233	0,4647	non normal
n = 48	H > C = V				
AUTOMNE	0,0670	0,0001	0,0791	0,4021	non normal
n = 48		99 > 01			

HAUS	site	an	section	site × an	résidus
PRINTEMPS	0,7882	0,8662	< 0,0001	0,1204	normal
n = 48			rive > emp.; CAP et HYA		
ÉTÉ	0,5365	0,7938	< 0,0001	0,2065	normal
n = 48			rive > emp.; HYA et VAL		
AUTOMNE	0,4441	0,0561	< 0,0001	0,3110	non normal
n = 48			rive > emp.; VAL		

Annexe C. Résultats des analyses de variances à plusieurs facteurs utilisées pour comparer l'abondance (IND = n^{bre} moyen d'individus) et la diversité (SPT = n^{bre} total d'espèces; SPM = n^{bre} moyen d'espèces) entre les sites (HYA = paysage agricole intensif; CAP = paysage agroforestier; VAL = paysage périurbain), les années (1999-2001), les saisons (printemps, été, automne) et les unités de gestion (B : berge; F : fossé; T : talus; A : accotement vert), sud du Québec (Canada).

PAR SITE

SPT	saison	an	unité	interaction	résidus
CAP n= 96	0,0015 p = E >A	0,1913	< 0,0001 B > F = T > A	all > 0,05	normal
HYA n = 96	< 0,0001 p = E > A	0,0160 99 > 01	< 0,0001 T > B = F > A a ab bc c	all > 0,05	normal
VAL n = 96	< 0,0001 p = E > A	0,1640	< 0,0001 B > F = T > A a ab bc c	sais. × uni. : 0,0321 an × uni. : 0,0133	normal

SPM	saison	an	unité	interaction	résidus
CAP n = 96	0,0003 p = E > A	0,1166	< 0,0001 B > F = T > A	all > 0,05	normal
HYA n = 96	< 0,0001 p = E > A	0,1919	< 0,0001 T > B > F = A a ab b c	sais. × uni. : 0,0108	normal
VAL n = 96	< 0,0001 p = E > A	0,1320	< 0,0001 B > F = T > A a ab bc c	sais. × uni. : 0,0054 an × uni. : 0,0099	normal

IND	saison	an	unité	interaction	résidus
CAP n = 96	0,8071	0,7038	< 0,0001 B > F = T = A	all > 0,05	nbn normal
HYA n = 96	0,5194	0,3059	< 0,0001 T > B > F = A a ab bc c	sais. × uni. : 0,0014	non normal
VAL n = 96	< 0,0001 p = E > A	0,0244 99 > 01	0,0005 B > F = T > A a ab ab b	sais.× uni. : 0,0060 an × uni. : 0,0184	normal

PAR SAISON

SPT	site	an	unité	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 96	0,9648	0,1658	< 0,0001	0,3692	non normal
ÉTÉ n = 96	0,8484	0,5511	< 0,0001	0,0196	normal
AUTOMNE n = 96	0,3281	0,9402	0,0001	0,1689	non normal

SPM	site	an	unité	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 96	0,9675	0,2966	< 0,0001	0,1999	normal
ÉTÉ n = 96	0,9472	0,9169	< 0,0001	0,0118	normal
AUTOMNE n = 96	0,4422	0,8286	< 0,0001	0,1095	normal

IND	site	an	unité	site × an	résidus
PRINTEMPS n = 96	0,7115	0,1254	< 0,0001	0,1155	normal
ÉTÉ n = 96	0,8118	0,5038	< 0,0001	0,0196	non normal
AUTOMNE n = 96	0,2261	0,0841	0,0003	0,3004	non

Annexe D. Activité comportementale des oiseaux observés dans les emprises autoroutières de trois sites expérimentaux du sud du Québec, en juin 2002.

		Nombre d'individus					Importance relative (%)			
Espèce	Unité	Tous	nidification[1]	alimentation	déplacement	repos	nidification	alimentation	déplacement	repos
Canard colvert	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(granivore, sol)[2]	Talus	1	1 (0,0,1)	0	0	0	100,0	0,0	0,0	0,0
	Fossé	1	0	0	1	0	0,0	0,0	100,0	0,0
	Berge	0	0	0	0	0	—	—	—	—
Pluvier kildir	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(insectivore, sol)	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	4	2 (2,0,0)	0	2	0	50,0	0,0	50,0	0,0
	Berge	0	0	0	0	0	—	—	—	—
Chevalier grivelé	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(insectivore, sol)	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	1	0	0	1	0	0,0	0,0	100,0	0,0
	Berge	0	0	0	0	0	—	—	—	—
Tourterelle triste	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(granivore, sol)	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	3	0	0	3	0	0,0	0,0	100,0	0,0
	Berge	1	1 (0,1,0)	0	0	0	100,0	0,0	0,0	0,0
Pic mineur	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(insectivore, végét. basse)	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	1	1 (1,0,0)	0	0	0	100,0	0,0	0,0	0,0
	Berge	2	0	2	0	0	0,0	100,0	0,0	0,0
Pic chevelu	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(insectivore, végét. basse)	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	1	0	0	1	0	0,0	0,0	100,0	0,0
	Berge	0	0	0	0	0	—	—	—	—
Pic flamboyant	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(insectivore, sol)	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Berge	1	0	0	1	0	0,0	0,0	100,0	0,0
Tyran tritri	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(insectivore, végét. basse)	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Berge	1	1 (0,1,0)	0	0	0	100,0	0,0	0,0	0,0
Geai bleu	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(omnivore, sol)	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Berge	3	2 (0,2,0)	0	1	0	66,7	0,0	33,3	0,0
Corneille d'Amérique	Accotement	7	0	5	2	0	0,0	71,4	28,6	0,0
(omnivore, sol)	Talus	17	0	8	9	0	0,0	47,1	52,9	0,0
	Fossé	3	0	1	2	0	0,0	33,3	66,7	0,0
	Berge	28	5 (2,3,0)	1	7	15	17,9	3,6	25,0	53,6
Mésange à tête noire	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(insectivore, végét. basse)	Talus	1	0	0	1	0	0,0	0,0	100,0	0,0
	Fossé	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Berge	11	9 (1,8,0)	2	0	0	81,8	18,2	0,0	0,0
Merle d'Amérique	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(omnivore, sol)	Talus	1	0	1	0	0	0,0	100,0	0,0	0,0
	Fossé	1	0	1	0	0	0,0	100,0	0,0	0,0
	Berge	2	1 (0,1,0)	0	1	0	50,0	0,0	50,0	0,0
Étourneau sansonnet	Accotement	32	0	28	3	1	0,0	87,5	9,4	3,1
(omnivore, sol)	Talus	22	0	7	15	0	0,0	31,8	68,2	0,0
	Fossé	11	0	0	11	0	0,0	0,0	100,0	0,0
	Berge	9	0	0	6	3	0,0	0,0	66,7	33,3
Paruline jaune	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(insectivore, végét. basse)	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Berge	9	8 (1,7,0)	1	0	0	88,9	11,1	0,0	0,0
Paruline masquée	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(insectivore, végét. basse)	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	1	0	0	0	1	0,0	0,0	0,0	100,0
	Berge	31	31 (2,29,0)	0	0	0	100,0	0,0	0,0	0,0
Bruant des prés	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(omnivore, sol)	Talus	1	1 (0,1,0)	0	0	0	100,0	0,0	0,0	0,0
	Fossé	1	0	0	1	0	0,0	0,0	100,0	0,0
	Berge	3	1 (1,0,0)	0	2	0	33,3	0,0	66,7	0,0
Bruant chanteur	Accotement	1	0	0	1	0	0,0	0,0	100,0	0,0
(omnivore, végét. basse)	Talus	3	0	0	3	0	0,0	0,0	100,0	0,0
	Fossé	9	1 (0,1,0)	2	6	0	11,1	22,2	66,7	0,0
	Berge	36	27 (13,14,0)	1	7	1	75,0	2,8	19,4	2,8
Bruant à gorge blanche	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(omnivore, sol)	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Berge	2	2 (0,2,0)	0	0	0	100,0	0,0	0,0	0,0
Carouge à épaulettes	Accotement	12	2 (1,1,0)	9	1	0	16,7	75,0	8,3	0,0
(omnivore, sol)	Talus	49	25 (18,0,9)	2	21	1	51,0	4,1	42,9	2,0
	Fossé	123	86 (58,5,25)	8	27	2	69,9	6,5	22,0	1,6
	Berge	234	196 (122,15,59)	0	24	14	83,8	0,0	10,3	6,0
Quiscale bronzé	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(omnivore, sol)	Talus	2	0	0	2	0	0,0	0,0	100,0	0,0
	Fossé	3	0	0	3	0	0,0	0,0	100,0	0,0
	Berge	5	0	0	3	2	0,0	0,0	60,0	40,0
Chardonneret jaune	Accotement	0	0	0	0	0	—	—	—	—
(omnivore, végét. basse)	Talus	0	0	0	0	0	—	—	—	—
	Fossé	8	0	0	8	0	0,0	0,0	100,0	0,0
	Berge	24	4 (0,4,0)	0	15	5	16,7	0,0	62,5	20,8

[1] les chiffres entre parenthèses indiquent respectivement le nombre d'individus observés en alerte, au chant et en défense territoriale

[2] le type d'aliment préférentiel (omnivore, insectivore, granivore) et le substrat d'alimentation (sol, strates végétales basses) sont respectivement indiqués